

THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES DES ORGANISMES ET ÉCOLOGIE

Ecologie du phytoplancton des lacs de l'Eau d'Heure

Stimart, Johan

Award date:
2003

[Link to publication](#)

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



**FACULTES UNIVERSITAIRES NOTRE-DAME DE LA PAIX
NAMUR**

Faculté des Sciences

ECOLOGIE DU PHYTOPLANKTON DES LACS DE L'EAU D'HEURE

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
licencié en Sciences biologiques**

Johan STIMART

Août 2003

Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix
FACULTE DES SCIENCES
Secrétariat du département de Biologie
Rue de Bruxelles 61 – 5000 NAMUR
Téléphone: + 32(0)81.72.44.18 – Téléfax: + 32(0)81.72.44.20
E-mail: joëlle.jonet@fundp.ac.be - <http://www.fundp.ac.be/fundp.html>

Ecologie du phytoplancton des lacs de l'Eau d'Heure

STIMART Johan

Résumé

Ce travail a consisté à tester le système de classification fonctionnelle de Reynolds afin de voir s'il était applicable aux trois lacs de débarrages (Féronval, Falemprise et Ri-Jaune) des lacs de l'Eau d'Heure et s'il permettait de prédire les assemblages (et donc les blooms d'algues nocives) dans ces derniers. Pour ce faire, nous avons utilisé les résultats de suivi de la qualité de l'eau de l'année 2002 sur ces lacs. De plus, nous les avons complétés par un suivi du même type pour 2003. Les communautés phytoplanctoniques ont été étudiées au niveau de leur biomasse et de leur composition à l'aide du logiciel CHEMTAX. Celui-ci calcule les biomasses des différentes classes d'algues sur base de leurs pigments marqueurs spécifiques. Cette approche a été complétée par des comptages semi-quantitatifs, en vue de déterminer les abondances relatives des genres au sein de ces classes.

Nous avons pu déterminer les successions des assemblages dans les trois lacs et nous avons pu établir les correspondances logiques entre ces derniers et les conditions environnementales. Des différences de composition dans les assemblages ont été observées entre les deux lacs de statut trophique proche (Féronval et Falemprise). Ils peuvent toutefois s'expliquer par des facteurs tels que la profondeur de la zone de mélange, l'intensité de l'activité bactérienne ou encore la stabilité de la stratification de la colonne d'eau. De plus, ils sont tous caractéristiques des milieux eutrophes.

Le système de classification de Reynolds est donc applicable aux lacs de Féronval, Falemprise et du Ri-Jaune. Cependant, il nous semble qu'un examen plus classique pourrait suffire en ce qui concerne l'étude de ces trois lacs. Les mêmes corrélations entre communautés algales et conditions de l'environnement pourraient s'obtenir grâce à la littérature spécialisée. Il n'est donc pas nécessaire de recourir au système de Reynolds dans le cadre de la gestion de ces plans d'eau, même s'il constitue un outil intéressant pour l'interprétation des données sur la composition phytoplanctonique.

Mémoire de licence en Sciences Biologiques

Août 2003

Promoteur: J.-P. DESCY

Remerciements

Je tiens d'abord à remercier Jean-Pierre Descy de m'avoir proposé ce sujet de mémoire et de m'avoir accueilli dans son labo. Je remercie aussi mon co-promoteur, Hugo Sarmiento, pour ses conseils, sa disponibilité, et son aide en général, ainsi que les techniciens de l'U.R.B.O. Thierry Mayenne et Bruno Leporcq qui m'ont beaucoup aidé sur le terrain et au labo. Je n'oublie pas non plus Laurent Viroux, qui m'a aidé à plusieurs reprises, surtout lors de mes comptages de zooplancton.

Je tiens aussi à remercier Michaël Mirabella pour l'aide qu'il m'a apporté lors de son stage au département. Je remercie évidemment Rob, Nic, Stéphane, Fabs, Oli, Zob et Douglas, puisqu'ils ont tous participé de près ou de loin aux campagnes de terrains et/ou aux dosages de nutriments. Je remercie aussi ces mêmes personnes, auxquelles je rajoute John, Christophe, Fred, Vanessa (Dumont et Suin), Caroline Parent, Christine, Géraldine et Stéphanie, pour les tranches de rires que j'ai eue avec eux au cours de ces 4 ans et qui m'ont pour la plupart suivi lors de guindailles mémorables.

Je remercie radio 21 de m'avoir soutenu le moral quand j'étais occupé à compter des algues ou du zooplancton au microscope, pendant que les NRJ et autre radio contact (qui aiment passer du rap et du R'n B' toute la journée) me le sappaient.

Je remercie Aurélie, qui a pris petit à petit une place très importante dans ma vie, qui m'a énormément soutenu au cours de ces derniers mois, et qui a surtout supporté mon sale caractère (surtout à partir du mois de juillet, comme c'est bizarre).

Enfin, je remercie mes parents pour le soutien qu'ils m'ont toujours apporté et sans qui je ne serais sans doute pas devenu ce que je suis aujourd'hui.

1. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1. Contexte

Dans l'esprit de la Directive Cadre Européenne de l'Eau (2000), le schéma directeur intégré pour la préservation de la qualité de l'eau et la valorisation écologique des lacs de l'Eau d'Heure dans le cadre du développement touristique et économique du site, a pour objectif de réaliser un suivi de la qualité des eaux lacustres. La situation trophique des plans d'eaux sera actualisée et les sources de pollutions seront identifiées. Les paramètres hydrologiques, physico-chimiques et biologiques serviront à créer un modèle global de simulation des écosystèmes en vue d'une gestion améliorée de ceux-ci. Toutefois, le manque de critères précis pour l'évaluation des paramètres biologiques, laisse une porte ouverte à des nouvelles méthodologies pour la classification de la qualité des masses d'eau "fortement modifiées".

1.2. Introduction

Le phytoplancton est composé de photo-autotrophes microscopiques en suspension et est le maillon fondamental du réseau trophique aquatique. Il s'agit en effet des producteurs primaires autotrophes qui servent de nourriture au zooplancton herbivore, lui même consommé par les poissons planctonophages. Il faut ajouter qu'une part importante de la biomasse algale sédimente avant d'être consommée par ces prédateurs. Dans les milieux à stratification thermique, les bactéries hétérotrophes assurent la décomposition de cette biomasse, entraînant des problèmes de désoxygénation des eaux profondes dans les lacs eutrophes.

Beaucoup d'auteurs ont tenté de classifier les peuplements phytoplanctoniques des milieux aquatiques en fonction des caractéristiques de ces milieux (état trophique, caractéristiques physico-chimiques, etc.). On peut citer par exemple la classification d'Hutchinson (Hutchinson 1967, *in* Wetzel 1983) et la classification de Reynolds (1984b, *in* Symoens *et al.* 1988)

Toutefois, une de ces classifications a retenu notre attention plus que les autres. Il s'agit de la classification fonctionnelle de C.S. Reynolds (1997, Reynolds *et al.* 2002). Il classe le phytoplancton, désigné au niveau du genre, en fonction des conditions environnementales qui lui convient, mais tient également compte de leur sensibilités et tolérances de ces catégories fonctionnelles. Ce système de classification serait un outil de grand intérêt dans le cadre du projet « Eau d'Heure ».

1.3. Contraintes environnementales sur la croissance du phytoplancton

Un facteur qui va permettre le développement du phytoplancton est la disponibilité de lumière, requise pour permettre la photosynthèse. Cette dernière découle de l'intensité de la lumière à la surface et de son angle d'incidence. Plus l'angle d'incidence sera petit, plus la radiation lumineuse agira sur une superficie petite à la surface de la Terre. Elle sera donc

d'une efficacité supérieure. De plus, une partie de la lumière sera réfléchi à l'interface air-eau, ce qui constituera déjà une variation du spectre et de l'intensité lumineuse (Kirk 1983).

Ensuite, le spectre de la lumière visible (comprise entre 400 et 700 nm, qui constitue la radiation photosynthétique active - PAR) va s'atténuer avec la profondeur, car les photons peuvent subir une déflexion suite à leur interaction avec des molécules d'eau et des particules inertes, surtout dans la longueur d'onde du bleu. La profondeur de la zone photique sera donc fortement dépendante de la transparence de l'eau. Les longueurs d'ondes du rouge et de l'infra-rouge sont absorbées dans la zone supérieure et sont transformées en énergie thermique qui réchauffe la zone plus superficielle des masses d'eaux ce qui peut conduire à une stratification de ces dernières en période estivale dans les lacs profonds en zone tempérée. Cela montre l'importance de la transparence de l'eau pour la profondeur de la zone photique (Kirk 1983).

De plus, les photons peuvent être absorbés par les algues planctoniques. En effet, celles-ci possèdent des pigments différents et parfois spécifiques, mais elles possèdent toutes la chlorophylle *a*. Celle-ci absorbe préférentiellement dans les longueurs d'ondes du rouge et du bleu (Kirk 1983).

La durée d'exposition journalière à la lumière est également un facteur non négligeable. Plus la journée sera longue, plus la photosynthèse se fera sur une plus longue période au cours du cycle de 24 heures. A l'inverse, la respiration nocturne de ces organismes se réduira. Ainsi, l'accumulation de réserves diurne sera supérieure à leur consommation nocturne, d'où une augmentation de leur taux de croissance (si les autres contraintes environnementales le permettent).

La température est également un facteur très important puisqu'elle agit sur le métabolisme des organismes. L'augmentation de température va accroître la vitesse des réactions sombres de la photosynthèse, ce qui va augmenter le taux de photosynthèse. Cependant, l'augmentation de la température va aussi augmenter le taux de respiration (Kirk 1983). Les espèces possédant des températures optimales différentes vont donc pouvoir se succéder lors des modifications thermiques saisonnières. Le taux de croissance des espèces dont le rapport surface sur volume important sera plus affecté par une température plus basse. En effet, le taux de transport intracellulaire sera plus affecté au sein de ces espèces à volume supérieur, tandis que le taux de croissance des cellules à faible rapport surface/volume sera plus directement dépendant du taux de photosynthèse net. Ceci s'explique par le fait que leur petite taille réduit leur capacité de récolte de lumière (Reynolds 1988).

De plus il faut ajouter que sous l'action du soleil, les couches d'eau supérieures des lacs se réchauffent entre la fin du printemps et le début de l'été. Elles constituent l'épilimnion. La densité des masses d'eau de ce dernier va donc diminuer et ainsi permettre la flottaison sur les couches d'eau inférieures, plus froides et plus denses, appelées hypolimnion. Entre ces deux extrêmes, il existe une couche intermédiaire où la température chute brutalement. On l'appelle métalimnion ou thermocline.

Cette stratification thermique va avoir un impact sur les communautés aquatiques. En effet, les masses d'eau de densités différentes ne se mélangent pas spontanément. La zone de mélange se limite donc habituellement à l'épilimnion. Les nutriments sédimentés dans l'hypolimnion ne peuvent donc plus être remobilisés. Le phytoplancton dépend alors uniquement des nutriments disponibles dans l'épilimnion. D'autre part, cette différence de

densité va ralentir la sédimentation des individus au niveau de la thermocline. Cependant, les algues mortes vont tôt ou tard sédimenter et se retrouver dans l'hypolimnion. Si le lac est très productif, la formation et la mort de la matière organique formée de plancton sera très importante et favorisera la prolifération de bactéries hétérotrophes. Celles-ci vont consommer l'oxygène dissous de ces couches profondes, ce qui peut conduire à des hypolimnions anoxiques et rendre la survie d'autres organismes aérobiques (tels que le zooplancton, les poissons) impossible (Wetzel 1983).

Un autre facteur de grande importance est le rapport entre la profondeur de la zone de mélange et la profondeur de la zone photique. Si la profondeur de mélange est supérieure à la zone photique, les algues pourront être entraînées sous cette dernière pendant un laps de temps plus ou moins long. Dans cette situation, il leur faudra respirer et épuiser leurs substances de réserves. Plus le rapport zone photique sur zone de mélange diminue, plus la probabilité de se trouver longtemps dans l'obscurité et donc aussi d'épuiser les réserves vont augmenter. Ce rapport dépend fortement de l'étendue de la surface du plan d'eau exposée au vent et également de l'intensité du vent. En effet, plus la surface de l'eau soumise à l'action du vent est importante, plus l'effet de ce dernier pourra s'accumuler le long de cette surface. Le vent pourra ainsi créer des épilimnions asymétriques pouvant être suivis de phénomènes d'« upwelling », c'est-à-dire de remontées d'eaux profondes accompagnées de nutriments.

D'autre part, la quantité de nutriments doit aussi être suffisante pour maintenir un bon état physiologique qui peut être évalué par le rapport C:N:P (« Redfield ratio »). En effet, si la photosynthèse permet de fixer du carbone inorganique et pour la synthèse de molécules organiques, il faut aussi des apports en azote et en phosphore pour diverses fonctions biologiques comme la synthèse d'ATP, de phospholipides ou de protéines (Wetzel 1983). En milieu lacustre, c'est souvent le phosphore qui est le nutriment limitant (Wetzel 1983, Reynolds 1997).

Les besoins en phosphore sont surtout remplis par l'apport de phosphore inorganique dissous (orthophosphates) et par les complexes organiques phosphorés (d'origine biologique pour la plupart), ces derniers étant rapidement recyclés s'ils sont dissous. Cependant, le phosphore organique particulaire est la forme dominante de phosphore. Il regroupe le phosphore présent dans les êtres vivants et morts, ainsi que le phosphore associé à des colloïdes organiques. Le phosphore particulaire tend à sédimenter et peut soit être piégé dans les sédiments en conditions oxydantes, soit être remis en solution en conditions réductrices (Wetzel 1983, Reynolds 1997). Ce phénomène explique pourquoi le phosphore dissous peut disparaître si vite de l'épilimnion : il se fixe à des particules colloïdales en suspension si les conditions sont oxydantes, ou est incorporé par des algues et finit par sédimenter. Une fois dans l'hypolimnion, même si les conditions lui permettent une resolubilisation, il pourra difficilement retourner dans l'épilimnion à cause des différences de densité de la colonne d'eau.

Les apports d'azote au phytoplancton se font (dans l'ordre de préférence) grâce à l'ammonium (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-) et, pour certaines cyanobactéries, l'azote moléculaire (N_2). Dans une moindre mesure, il existe aussi des apports par l'azote organique (acides humiques, urée,...). (Reynolds 1997). De plus, des phénomènes de nitrification et de dénitrification vont pouvoir modifier l'abondance des différentes formes d'azote.

Le CO_2 dissous dans l'eau est la principale source de carbone, il est en équilibre avec le CO_2 atmosphérique. Beaucoup d'algues sont malgré tout capables d'utiliser le HCO_3^-

obtenu après la réaction du CO_2 dissous avec des molécules d'eau. Ce n'est cependant possible que si le HCO_3^- est en concentration supérieure à dix fois celle du CO_2 . Ces organismes possèdent l'anhydrase carbonique, une enzyme qui va déshydrater le HCO_3^- en CO_2 . La forme dominante de carbone inorganique dans les lacs dépend surtout du pH de ces derniers (Wetzel 1983).

On aura donc différents types de milieux lacustres allant d'une très faible concentration de nutriments (oligotrophe) à une surabondance de ceux-ci (eutrophe).

Le taux de fixation de nutriments par les algues est fortement corrélé à la taille de ces dernières et à leur surface d'absorption. Le rapport surface sur volume des cellules va donc influencer leur croissance et leur reproduction (Reynolds 1988, *in* Sournia 1982). Un rapport S/V élevé va permettre à la cellule d'absorber une quantité de nutriments pour un volume faible, ce qui diminue ses besoins. Les espèces possédant ces caractéristiques seront donc avantagées dans des milieux pauvres en nutriments. A l'opposé, un rapport S/V faible va diminuer la quantité de nutriment absorbée pour un même volume et augmenter les besoins cellulaires. Ce type d'espèce sera donc favorisé dans des milieux plus riches. Il faut ajouter que la mobilité de certaines espèces favorise l'absorption de nutriments (Paciak et Gavis 1974, *in* Reynolds 1988 ; Canelli et Fuhs 1976, *in* Reynolds 1988).

1.4. Les successions écologiques

A l'origine, les successions écologiques étaient considérées comme un processus linéaire et prévisible allant d'un stade initial où on observe des espèces pionnières vers un stade climax où les espèces les plus spécialisées dominent le milieu et où les interactions entre celles-ci sont maximales. A ce stade, la biomasse est aussi censée être maximale (Clements 1916, *in* Reynolds 1997). Cette transition est possible par la transformation des conditions environnementales par les espèces pionnières qui permettent ainsi le développement d'autres espèces à niche écologique de plus en plus étroites, mais de plus en plus efficace dans ces niches.

Dans la réalité, des fluctuations régulières des conditions environnementales telles que des incendies de forêts, des tempêtes, etc. vont avoir pour effet de modifier les processus de successions en cours. Si on compare deux écosystèmes à contraintes environnementales similaires, dont un a subi une telle perturbation, on constate que la communauté présente dans l'écosystème non perturbé et la communauté présente après avoir récupéré de la perturbation ne sont pas identiques (Reynolds 1997).

Cependant, si on ne peut pas prévoir le résultat final des successions, on peut estimer les probabilités de ce résultat qui sont souvent peu nombreuses et qui possèdent les mêmes caractéristiques générales inhérentes au milieu lui-même (Drury et Nisbet 1973, *in* Reynolds 1997).

Dans le cas des écosystèmes lacustres, on distingue deux types de successions. D'une part, la succession allogène qui correspond aux assemblages dépendants des conditions physico-chimiques de l'environnement, (typiquement le « bloom » de printemps). D'autre part, la succession autogène qui correspond aux assemblages dépendants des interactions biologiques (typiquement pendant la période stratifiée estivale) (Tansley 1916, 1920, *in* Symoens *et al.* 1988). Il existe un modèle communément admis pour décrire les successions

d'assemblages phytoplanctoniques. Il s'agit du modèle PEG (« Plankton Ecology Group ») (Sommer 1989). On peut le résumer comme ceci :

- A la fin de l'hiver, l'apparition de la période de mélange de printemps va redistribuer les nutriments dans toute la colonne d'eau. La photopériode et l'éclairement augmentent et la température s'accroît. L'ensemble de ces facteurs va permettre la croissance d'espèces à croissance rapide (comme des petites diatomées centriques et des cryptophycées). C'est le « bloom » de printemps.

- Les prédateurs zooplanctoniques (copépodes, cladocères) commencent alors à se développer grâce à l'abondance de ressources consommables (les diatomées). Ils se développent jusqu'à atteindre la capacité maximale du milieu. Il s'ensuit une surconsommation de phytoplancton qui ne permet plus à celui-ci de se reproduire assez vite. A cela s'additionne la raréfaction de nutriments qui sont consommés par les algues. Ces populations phytoplanctoniques vont donc entrer en régression et retomber à un niveau très bas. C'est la phase d'eau claire. Cette dernière va permettre le recyclage des nutriments. Les populations zooplanctoniques vont ensuite elles aussi régresser par manque de ressources.

- La mise en place de la stratification thermique au début de l'été, va coïncider avec le début de la succession autogène. Elle aura plusieurs effets. Les rayons solaires vont réchauffer l'épilimnion plus vite, car la zone de mélange (permettant la circulation des masses d'eaux de températures différentes) est réduite. Le volume de l'eau possible à réchauffer directement sera donc inférieur. La lumière et la température de l'eau au sein de l'épilimnion favoriseront la croissance algale (généralement des algues vertes, les diatomées sédimentant hors de l'épilimnion). Ces algues seront des espèces opportunistes (appréciées par les herbivores) dans un premier temps. Elles seront rapidement remplacées par des algues coloniales, dont la croissance est moins rapides mais qui sont aussi moins broutables. La surconsommation de CO₂, ainsi que la production d'oxygène qui résulte de la photosynthèse vont accroître le pH de l'eau. Cela aura pour effet de sélectionner des espèces tolérant cette faible disponibilité en CO₂ (Reynolds 1992).

- Cependant, malgré des conditions de lumière et de température adéquate, la croissance phytoplanctonique sera limitée par les nutriments disponibles, car la stratification limite ceux-ci à l'épilimnion. De plus, les algues vont sédimenter, entraînant avec elles les nutriments qu'elles contiennent et appauvrissant un peu plus l'épilimnion. On a donc une limitation de la biomasse algale par les nutriments, par le grazing et par la sédimentation. La raréfaction du phosphore dissous peut conduire au développement de diatomées (si le milieu contient de la silice). Si la silice manque, on va voir apparaître des dinoflagellés et/ou des cyanobactéries. Les formes de cyanobactéries fixatrices d'azote auront l'avantage quand les sources d'azote assimilable dans l'épilimnion vont diminuer.

- A la fin de l'été, la stratification thermique va progressivement disparaître, ce qui va permettre le mélange des masses d'eau. Ce sera la fin de la succession autogène. La remontée de sédiments va enrichir le milieu en nutriments et en particules, ce qui va diminuer la transparence de l'eau. Cela va mener à un autre assemblage phytoplanctonique constitué par des espèces tolérant un

environnement à mélange profond et à faible luminosité (des diatomées surtout). La diminution de la quantité de lumière reçue par les algues combinée aux pertes dues à la prédation vont conduire à une chute de la biomasse phytoplanctonique suivie d'une chute de la biomasse zooplanctonique. En hiver, la biomasse tombera à un minimum.

1.5. Les stratégies primaires du phytoplancton

On distingue trois types de stratégies adaptatives que ce soit pour les plantes terrestres, les champignons, etc. (Grime 1979, *in* Reynolds 1988). Ce concept s'applique également au phytoplancton, les stratégies de survie étant fortement liées aux caractéristiques physiologiques et morphologiques des taxa (Reynolds 1988).

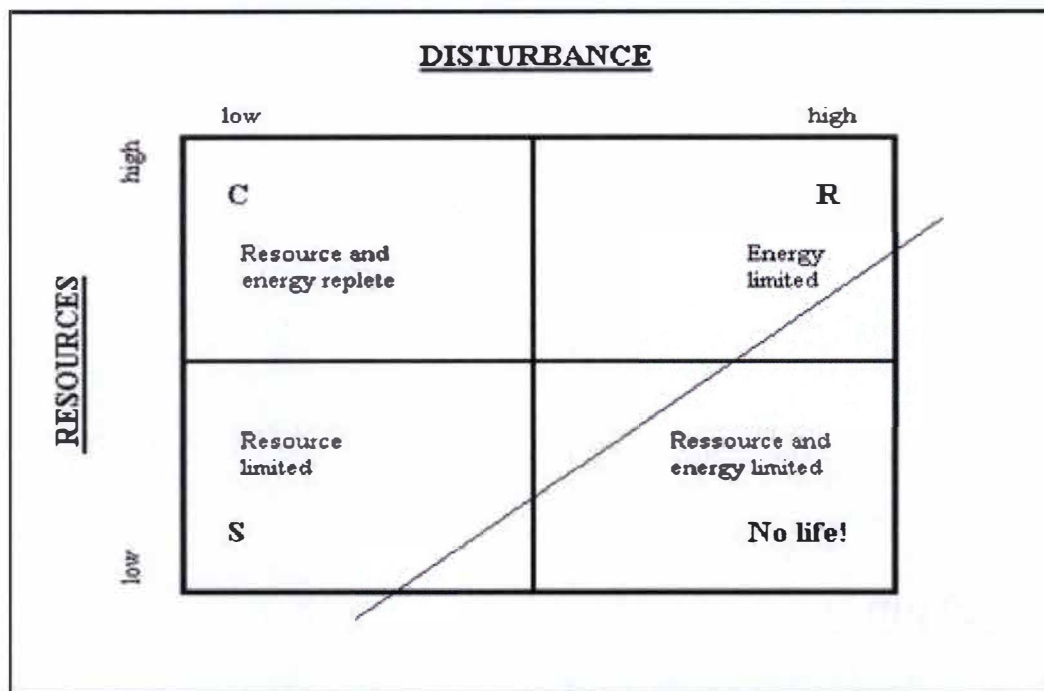


Figure 1.5.1. : Schéma des 3 stratégies du phytoplancton (selon Reynolds 1992)

La première de ces stratégies est la stratégie C (pour « competitor ») (Fig.1.5.1.). Les individus des espèces qui l'adoptent sont petits, ont des rapports surface sur volume élevés, ce qui diminuent leurs besoins, facilite leur croissance et diminue leur temps de génération. Ils ont une activité métabolique élevée sur une grande amplitude de température, mais sont sensibles à l'apport de lumière. Ils sont limités par la prédation car facilement consommables par le zooplancton herbivore.

La seconde stratégie est la stratégie S (pour « stress tolerant ») (Fig.1). Ce sont des individus de taille plus importante, à rapport surface sur volume et métabolisme plus faibles. Ces espèces sont plus sensibles envers la température qu'à une réduction d'apports en lumière. Leur croissance faible est compensée par une capacité à résister à la sédimentation et à la prédation. De plus, elles sont plus compétitives au point de vue de l'assimilation et du stockage des nutriments.

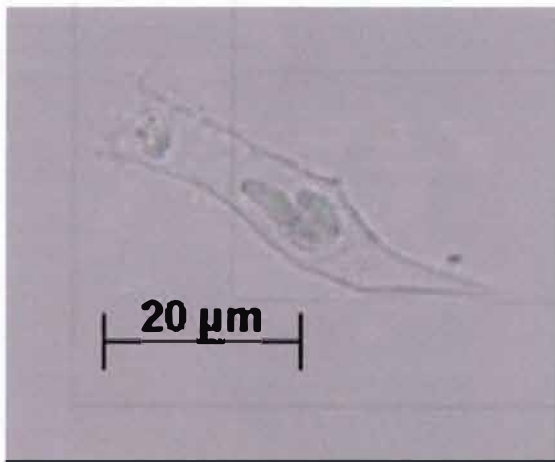


Photo 1.6.1 : *Dinobryon* sp.

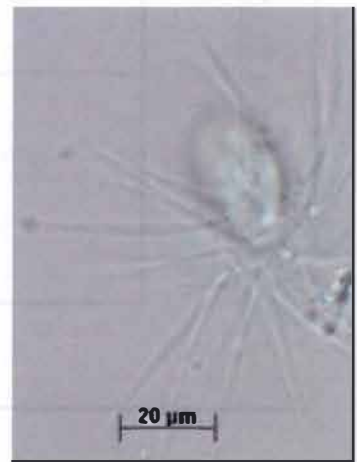


Photo 1.6.2 : *Mallomonas* sp.

La troisième stratégie est la stratégie R (pour « ruderals ») (Fig.1). Leur taille est intermédiaire, mais leur morphologie maintient un rapport surface sur volume, un métabolisme et un taux de croissance importants. La plupart peuvent résister à des températures basses et des doses lumineuses journalières faibles. Elles tolèrent donc le passage dans des couches profondes du à un mélange profond et en dépendent puisque cela les remet en suspension après leur sédimentation. En général, elles sont tolérantes aux perturbations et à des conditions instables.

Il est évident qu'au sein d'une même classe d'algue, les stratégies des différentes espèces peuvent varier. Ces stratégies R, S et C dépassent donc les frontières taxonomiques. Il faut ajouter qu'il existe des stratégies intermédiaires : par exemple, le genre *Oscillatoria* spp. aurait plutôt une stratégie de type S-R (Reynolds 1988).

Il existe beaucoup de systèmes de classification taxonomique différents, nous utilisons celui de Bourelly (1961). Il comprend six classes : les chlorophycées, les diatomées, les cyanophycées, les cryptophycées, les chrysophycées et les dinoflagellés (V.L. de M. Huszar *et al.*, 1998).

1.6. Les stratégies de survies du phytoplancton

1.6.1. Les Chrysophycées (ex. *Mallomonas* sp., *Dinobryon* sp.)

Ces algues flagellées, unicellulaires ou coloniales ont une grande diversité de formes, de tailles et d'ornementations. Les grandes formes ont la faculté de se mouvoir dans la colonne d'eau, moins pour effectuer des migrations circadiennes que pour se maintenir à la profondeur qui leur convient le mieux (Sandgren 1988).

Les chrysophycées ont une préférence pour les eaux à pH neutre ou faiblement acide. En effet, il semblerait qu'elles puissent surtout fixer le carbone sous forme de CO₂, et qu'elles régressent quand le CO₂ a été épuisé par la croissance du phytoplancton (Reynolds 1997). Elles peuvent passer de l'autotrophie à l'hétérotrophie et la phagotrophie. Elles sont relativement tolérantes envers les milieux pauvres en phosphore et peuvent donc se développer dans des milieux oligotrophes. Leur croissance peut être favorisée pendant la phase claire, après des périodes de mélanges courtes qui n'ont pas permis la remontée de suffisamment de nutriments pour permettre la croissance des diatomées. Cependant, il ne faut pas généraliser, car on a aussi pu les observer dans des milieux eutrophes (Lehman 1976 *in* Reynolds 1997, Reynolds 1986a). Toutefois dans ces milieux, les petites espèces sont limitées par le grazing plus important.

Il existe des stades de repos appelés statospores ou kystes, dont la paroi est siliceuse. Ils peuvent être sexuels ou non. Contrairement à d'autres classes d'algues, la sporulation n'est pas activée par une dégradation des conditions environnementales. Le taux d'enkystement est proportionnel au taux de croissance de la population, jusqu'à ce qu'il atteigne un seuil maximal. Il semblerait que ce mécanisme soit contrôlé par des messagers chimiques de communication intercellulaire. Malgré les pertes occasionnées à la population par la formation de spores, cette stratégie est sans doute nécessaire pour fournir un inoculum suffisant pour un développement ultérieur rapide, après un épisode de disparition de la population. En effet, la plupart de ces espèces sont seulement présentes quelques semaines par an dans les lacs. Leur dynamique de développement et de régression sont assez rapide. Cela



Photo 1.6.3 :
Chroomonas sp.



Photo 1.6.4 :
Cryptomonas sp.



Photo 1.6.5 :
Peridinium sp.

entraîne que si la sporulation était limitée aux périodes de décroissance de la population, les spores seraient trop peu nombreuses pour permettre une croissance future (Sandgren 1988, Reynolds 1997).

1.6.2. Les Cryptophycées(ex. *Cryptomonas* sp., *Chroomonas* sp.)

Ce sont des algues flagellées unicellulaires qui peuvent se développer sous toutes les latitudes, en milieu marin ou en eau douce. Leur reproduction est surtout végétative mais la reproduction sexuée existe (Wawrik 1969, *in* Klaveness 1988), ainsi que les stades de résistances (Ettl et *al.* 1967, *in* Klaveness 1988; Klaveness 1985b). Ceux-ci peuvent être induits lorsque l'intensité lumineuse est élevée et que la concentration en nutriments diminue. Les Cryptophycées ont généralement des besoins en nutriments (phosphore) élevés (Klaveness 1988, Reynolds 1997).

Elles sont présentes toute l'année mais leur abondance fluctue avec les périodes de mélanges. Elles se développent souvent quand les autres classes d'algues sont en régression, car celles-ci ouvrent alors une niche écologique temporaire. Les Cryptophycées ont donc une stratégie opportuniste. Elles sont hautement consommées par les organismes brouteurs. Elles ne peuvent donc pas continuer à accroître leur population au-delà d'un niveau maximal de broutage, excepté pendant et après les intervalles de mélanges. Celles-ci favorisent la remontée de nutriments, permettant une augmentation du taux de croissance de ces algues qui pourra compenser les pertes causées par la prédation (Klaveness 1988). Les plus grandes espèces de Cryptophycées peuvent limiter le grazing grâce à leur taille. D'autres espèces s'enferment dans du mucilage palmelloïde à cette fin (Klaveness 1988).

Les Cryptophycées possèdent des pigments particuliers : des phycobilines. Ceux-ci sont capables de capter la lumière à des profondeurs importantes. Cette caractéristique combinée à leur mobilité (conférée par leur flagelles), leur donnent un avantage sur d'autres classes (Klaveness 1988). En effet, elles peuvent descendre assez bas dans la colonne d'eau afin d'aller chercher les nutriments essentiels à leur croissance. Des espèces ont fréquemment été observées dans le métalimnion, lorsque la lumière permet toujours d'accomplir la photosynthèse et que le milieu n'est pas trop basique suite à celle-ci. Certaines Cryptophycées peuvent effectuer des migrations journalières verticales pour subvenir aux besoins en lumière et en nutriments (Klaveness 1988).

1.6.3. Les Dinophycées (ex. *Peridinium* sp., *Gymnodinium* sp.)

Les Dinophycées sont typiquement biflagellées. Leur flagelles sont inégaux et asynchrones. Elles possèdent une thèque formée par un empilement de membranes et certaines sécrètent de la cellulose ou des polyglucanes entre ces membranes. Il existe des formes non photosynthétisantes. La taille des individus varie avec les facteurs environnementaux, mais elles sont en général d'assez grande taille (jusqu'à 400 μm). Cela a pour effet de limiter l'efficacité du grazing sur elles, mais aussi de les désavantager par rapport à d'autres classes de taille inférieure, notamment pour l'assimilation des nutriments et la vitesse de croissance (cf. rapport S/V) (Pollinger 1988).

Les Dinophycées peuvent se développer dans des conditions défavorables à d'autres classes phytoplanctoniques. Ces dernières ont souvent besoins de périodes de mélange, nécessaires à la remise en suspension des nutriments. Si les Dinophycées ont besoins de ces périodes de mélange, c'est surtout pour remettre leurs spores en suspension. Celles-ci sont

généralement produites lorsque les conditions environnementales deviennent défavorables à la croissance et sédimentent jusqu'au mélange des masses d'eaux suivant. Si les conditions sont favorables, les spores remises en suspension serviront d'inoculum à la future population (Pollinger 1988). La mobilité des Dinophycées, qui leur permet d'éviter la sédimentation et de migrer dans la colonne d'eau pour obtenir lumière et nutriments et leur capacité à stocker les nutriments dans la cellule, leur confèrent une spécialisation pour la survie en milieu stratifié appauvri en nutriments. De plus, leur long temps de génération et leur productivité faible immobilisent une grande quantité de nutriments (Pollinger 1988, Reynolds 1997).

1.6.4. Les diatomées (*Fragilaria* sp., *Cyclotella* sp., *Aulacoseira* sp.)

Les diatomées sont unicellulaires et sont enfermées dans un frustule siliceux constitué par une épivalve et une hypovalve. C'est la classe phytoplanctonique la plus diversifiée, puisqu'on considère qu'il en existe entre 10 000 et 20 000 espèces. Elles peuvent être planctoniques mais aussi benthiques. Leur taille est très variable, les plus grandes formes étant des espèces marines (entre 2 μ m et 2 mm chez les planctoniques) (Sommer 1988).

Le frustule siliceux augmente la densité des diatomées, ce qui accroît leur tendance à sédimer. De plus, la présence de silice dans le milieu est essentielle pour permettre leur croissance. Or, il s'avère qu'en conditions naturelles, ce nutriment est beaucoup moins bien recyclé que le phosphore et l'azote. On a même observé qu'en conditions où la silice est limitante, les divisions cellulaires diminuent, la synthèse d'ADN, de protéines, et de chlorophylle est inhibée et que le taux de photosynthèse diminue (Werner 1966, *in* Sommer 1988). En conditions où ce sont l'azote et le phosphore qui sont limitants, on n'observe pas des symptômes si importants avant plusieurs divisions cellulaires successives.

Le frustule semble donc être un handicap plutôt qu'un avantage à première vue. Cependant, il semblerait que la silice qui le constitue adsorbe les autres nutriments (surtout le phosphore) et augmente l'affinité des diatomées pour celui-ci. De plus, la sédimentation rapide des diatomées empêche la formation d'une zone appauvrie en phosphore dans le voisinage direct de la cellule (Sommer 1988). Dans le cas où la silice est abondante, l'affinité de ces algues pour le phosphore peut être supérieure à celle des chlorophycées et des cyanobactéries.

A cause de leur densité, les diatomées sédimentent au moins deux fois plus vite que les autres classes algales. Comme elles ne sont pas mobiles, elles dépendent fortement de la profondeur de la zone de mélange. Plus cette dernière est grande, et plus les diatomées seront avantagées. On observe des croissances de populations exponentielles lorsque la sédimentation est la plus faible, c'est-à-dire aux périodes de mélange de printemps et d'automne en milieu lacustre. En effet, ces algues sont continuellement remises en suspension grâce aux mouvements de l'eau pendant ces périodes. De plus, la silice est également remise en suspension (Sommer 1988). Elles forment le groupe dominant en rivière de plaine où l'écoulement provoque un mélange turbulent, favorable au maintien en suspension des cellules algales.

A la fin du printemps en zone tempérée, le début de stratification des masses d'eaux et le développement du zooplancton herbivore va provoquer la régression du bloom de diatomées (cf. successions écologiques) : c'est la phase d'eau claire. Par contre, après le mélange d'automne, les diatomées peuvent se maintenir plus longtemps. Elles possèdent des pigments particuliers qui permettent d'utiliser des longueurs d'ondes de la lumière

inexploitable par d'autres taxa. Ce sont des algues à tendance sciaphiles, c'est-à-dire qu'elles tolèrent de très faibles intensités lumineuses (caractéristiques des profondeurs où elles sont entraînées par sédimentation). De plus, elles ont également une bonne croissance à faible température (Sommer 1988). On observe toutes les préférences trophiques au sein de cette classe.

Les diatomées peuvent se reproduire par divisions végétatives, chaque valve de la cellule mère devenant épivalve des cellules filles. Il en résulte une diminution progressive de la taille des individus au sein d'une même lignée jusqu'à l'induction de la reproduction sexuée par les plus petites cellules. Cette dernière permet d'obtenir des descendants de la taille normale de l'espèce. Ce type de reproduction va former une auxospore, mais le coût énergétique de celle-ci est élevé. En effet, les deux divisions méiotiques donnent un ou deux gamètes qui donnent eux-mêmes un ou deux zygotes. Il faut alors encore deux mitoses successives pour former une cellule initiale à partir de l'auxospore, car la paroi siliceuse ne peut se former que si le noyau se divise. On obtient donc deux cellules à partir des deux cellules initiales et après quatre divisions, au lieu des trente-deux qu'on aurait obtenu par divisions végétatives (Sommer 1988). Il faut ajouter que certaines diatomées ne se servent pas de la reproduction sexuée pour réguler leur taille, mais que la ceinture de leur frustule serait relativement élastique. Elle permettrait donc aux petites cellules de grandir. C'est notamment le cas dans le genre *Fragilaria* sp. (Geitler 1973, in Sommer 1988).

La reproduction sexuée est induite par la diminution de taille. Celle-ci n'est possible qu'en période de croissance optimale, ce n'est donc pas réellement un stade de résistance. La formation d'auxospores est donc un processus continu et leur développement a lieu peu de temps après, sans véritable stade de dormance. Malgré les coûts occasionnés par la reproduction sexuée, il semble que l'avantage de celle-ci soit simplement la recombinaison génétique. La diminution de taille qui l'induit peut donc être considérée comme une horloge qui fournit des signaux déclencheurs de la reproduction sexuée (Sommer 1988).

La plupart des espèces de diatomées passent les périodes défavorables à leur croissance en maintenant un faible stock de cellules végétatives. Dans les lacs peu profonds où la lumière atteint le fond, elles peuvent survivre en devenant benthiques (jusqu'au mélange des masses d'eaux suivant). Dans les lacs plus profonds, leur survie benthique n'est possible qu'en zone littorale. Une autre possibilité est de se maintenir dans l'épilimnion mélangé, bien qu'étant dominée par d'autres classes phytoplanctoniques (Sommer 1988).

On a également observé des spores de résistance : des statospores à paroi épaisse capables d'attendre l'amélioration des conditions du milieu à l'abri dans les sédiments (surtout chez des espèces marines) (Sommer 1988).

1.6.5. Les Chlorophytes

Ce sont les algues vertes. Elles possèdent de la chlorophylle *a* et *b* et stockent l'amidon à l'intérieur des chloroplastes. Elles ont une, deux paires ou plusieurs flagelles de même taille. Elles sont très répandues au point de vue de la latitude (Haphey-Wood 1988).

Bien que les Chlorophytes se divisent en plusieurs classes, il est préférable de les grouper suivant leur degré d'organisation (unicellulaires, coloniales ou filamenteuses). Pour chacun de ces groupes, il convient également de séparer les algues flagellées des algues non flagellées. Nous allons donc les séparer en cinq groupes : les nanoalgues (flagellées et non



Photo 1.6.6 :
Chlamydomonas sp.

flagellées de diamètre $< 20\mu\text{m}$) (Reynolds 1997), les flagellées (unicellulaires de diamètre $> 20\mu\text{m}$ et les volvocales coloniales), les chlorococcales, les desmidiées et les algues vertes filamenteuses (Haphey-Wood 1988). Ces dernières ne seront pas abordées, car elles ne sont pas vraiment planctoniques.

1.6.5.1. Les nanoalgues (*Chlamydomonas* sp., *Chloromonas* sp.)

Elles sont dominantes dans les milieux oligotrophes. Leur rapport surface/volume est supérieur à celui des algues de plus grande taille, ce qui entraîne une meilleure diffusion du CO_2 et des nutriments par unité de volume. Elles absorbent aussi plus de lumière. Leur petite taille réduit leur sédimentation en milieu stratifié. La mobilité de certaines nanoalgues n'apporte pas réellement d'avantage pour leur survie, car les déplacements se font sur de petites échelles. Il faut ajouter qu'en conditions oligotrophes, le taux de grazing est faible (Haphey-Wood 1988).

Dans les environnements eutrophes, elles sont plus opportunistes et sont caractérisées par des pulses à durée de vie limitée (Haphey-Wood 1978). Leur petite taille est encore un atout dans ces conditions, car elle leur permet d'exploiter des nutriments peu disponibles, puisqu'en majorité consommés par les plus grandes algues. Lorsque les nutriments deviennent insuffisants pour la croissance de ces grandes algues, les nanoalgues sont avantagées. Leur croissance rapide et les matières organiques provenant de la sénescence des algues de grande taille vont donc permettre leur développement. Ce dernier peut avoir lieu à n'importe quel moment de l'année et dépend beaucoup de la présence d'inoculum. Elles sont toutefois favorisées lors des épisodes de régression des populations de zooplancton brouteur (Haphey-Wood 1988).

1.6.5.2. Les flagellées et autres Volvocales (*Volvox* sp.)

Ces organismes sont caractéristiques des milieux plus riches en nutriments et stratifiés. Ils sont même capables de vivre sous une couche de glace, en condition de stratification inverse, grâce à leur mobilité qui les maintient dans la zone photique à l'abri de l'action du vent (Moss 1972, in Haphey-Wood 1988). Leur croissance est malgré tout moins bonne dans cette configuration à cause des basses températures qui affectent leur métabolisme.

Les Volvocales se développent généralement après la décroissance du bloom de diatomées de printemps. Elles entraînent souvent une surconsommation de l'azote, ce qui peut le rendre limitant pour la population. Dans ce cas, il peut y avoir une induction de la reproduction sexuée. Celle-ci formera des zygospores qui serviront d'inoculum ultérieurement (Haphey-Wood 1988, in Kochert 1982). Ces algues sont peu sensibles au broutage (excepté les cellules filles en début de croissance).

La mobilité de ces algues leur permet d'accéder aux ressources plus efficacement que les algues non mobiles, mais aussi de limiter leur sédimentation en conditions de stratification. En effet, la sédimentation sous l'hypolimnion est rarement réversible. Dès le moment où les masses d'eau vont se mélanger, on aura un accroissement de la profondeur de mélange au-delà de la zone photique. Cela aura pour effet de diminuer la croissance et d'augmenter la proportion d'algues qui sédimentent. Si les cellules filles ne sont plus capables de compenser les pertes, on risque de voir disparaître cette population algale (Haphey-Wood 1988).

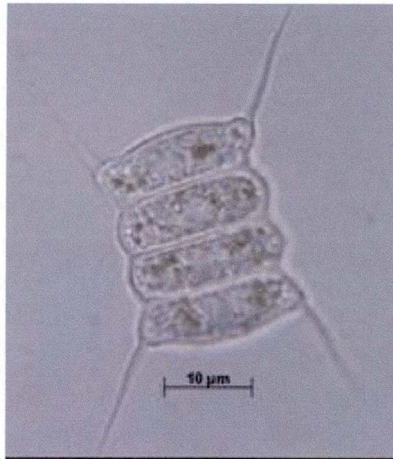


Photo 1.6.7 :
Scenedesmus sp.

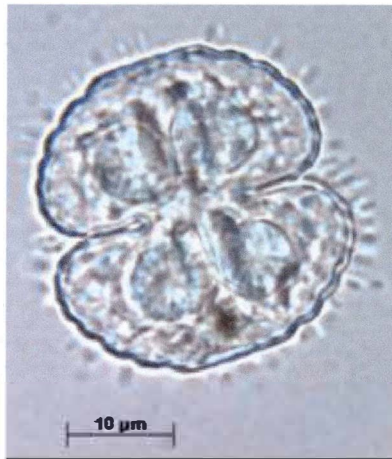


Photo 1.6.8 :
Cosmarium sp.

1.6.5.3. Les Chlorococcales (*Chlorococcum* sp., *Scenedesmus* sp.)

Les Chlorococcales ont des périodes de développement courtes durant l'année et définies par des conditions environnementales étroites. Elles sont incapables de rivaliser avec les diatomées pendant les périodes de mélanges, car la proportion du temps qu'elles passent à une intensité lumineuse proche de zéro est trop importante. L'efficacité de leur photosynthèse est donc pénalisée (Haphey-Wood 1988).

Elles peuvent se développer rapidement au début de la stratification, tant que l'action agitatrice du vent les maintient dans la zone photique et que celle-ci dépasse la profondeur de la zone de mélange. Si la zone de mélange est supérieure à la zone photique d'un facteur deux, la croissance des algues diminue. De plus elles tendent à sédimenter dans l'hypolimnion. Ces deux derniers points peuvent entraîner la disparition de la population (Haphey-Wood 1988).

Elles sont également abondantes et diversifiées dans les rivières de plaines où la turbulence et la concentration en nutriments sont élevées

1.6.5.4. Les desmidiées (*Cosmarium* sp., *Closterium* sp.)

Ce sont des algues non mobiles avec un taux de croissance faible. Leur maximum de densité de population apparaît dès lors plus tard que chez les autres Chlorophytes (souvent à la fin de l'été). Les espèces dont les taux de croissance sont les plus lents peuvent même se développer en automne, après le mélange. Cela va permettre aux desmidiées de se déplacer dans la colonne d'eau sur toute la profondeur du lac et ainsi favoriser l'utilisation des nutriments des basses profondeurs. Cela limite également fortement le parasitisme, facteur important de régulation de ces populations. Ce dernier a en effet tendance à être plus important en période stratifiée, où la biomasse algale est confinée dans l'épilimnion (ce qui facilite la propagation des parasites) (Haphey-Wood 1988).

Bien qu'il existe, le grazing n'est pas un facteur important dans la régulation de ces populations, car les desmidiées sont souvent trop grandes pour pouvoir être consommées par le zooplancton. Les tailles au sein de ce taxon varient avec le type de lac, ainsi que le nombre et la qualité des mélanges (exemple : dans les lacs dimictiques, les tailles peuvent atteindre 300µm, contre 40µm dans les lacs méromictiques) (Haphey-Wood 1988).

Les pertes dues à la sédimentation sont faibles, grâce à une morphologie complexe et l'existence de mucilage chez certaines espèces (Haphey-Wood 1988).

Les desmidiées croissent en général dans des eaux acides (à pH entre 4 et 7) et sont souvent issues de populations benthiques suite aux mélanges provoqués par le vent (Haphey-Wood 1988). Elles sont souvent associées à des macrophytes immergées (Meyer & Brook 1969, in Haphey-Wood 1988).

1.6.6. Les cyanobactéries (*Aphanizomenon* sp., *Anabaena* sp., *Microcystis* sp.)

Ce sont des procaryotes (pas de vrai noyau) avec une paroi de type peptidoglycane bactérien (comportant des chaînes de N-acétylglucosamine et d'acide N-acétylmuramique)



Photo 1.6.9 :
Anabaena sp.

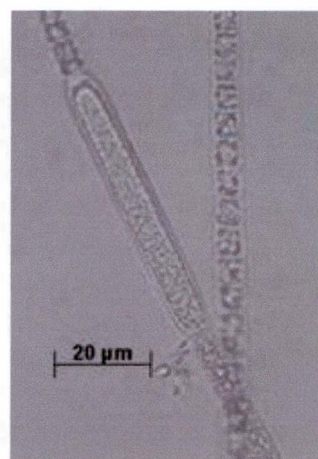


Photo 1.6.10 :
Aphanizomenon sp.



Photo 1.6.11 :
Microcystis sp.

parfois recouverte d'une gaine mucilagineuse. Elles possèdent de la chlorophylle *a* et des pigments particuliers : les phycobilines. Ces derniers sont situés dans de petits granules associés aux thylacoïdes et appelés phycobilisomes. Elles peuvent avoir différentes morphologies selon les espèces. Il existe des formes unicellulaires, des colonies coccoïdes et des filaments solitaires ou coloniaux.

La plupart des espèces sont tolérantes envers une concentration en azote faible, sous forme ammonium (NH_4^+) ou nitrate (NO_3^-). En effet, elles sont capables de fixer de l'azote (N_2). Les formes filamenteuses possèdent des hétérocystes (cellule différenciée à parois épaissies) où l'enzyme nitrogénase transforme l' N_2 en NH_4^+ . Les parois épaissies des hétérocystes limitent la pénétration d'oxygène dans la cellule, car il inhibe l'activité de la nitrogénase. Il existe aussi des espèces de cyanobactéries non filamenteuses qui peuvent fixer l'azote. Ces dernières ne possédant pas d'hétérocystes, elles y parviennent en fixant l' N_2 la nuit, lorsque l'oxygène (produit au cours de la journée par les autotrophes) est consommé par les hétérotrophes. Avec ou sans hétérocystes, les cyanobactéries peuvent s'associer avec des bactéries hétérotrophes qui vont respirer et donc utiliser l'oxygène autour des cellules fixatrices d' N_2 (Paerl 1988). L'association avec ces bactéries peut aussi fournir du CO_2 (produit de la respiration) à ces algues, lorsqu'il se raréfie dans l'environnement.

L'oxygène peut encore être éliminé par la superoxide dismutase ($\text{O}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{O}$) et la photorespiration. Il peut également être utilisé pour la synthèse de pigments caroténoïdes (Paerl 1988).

Les cyanobactéries sont moins tolérantes pour les faibles concentrations en phosphore dans le milieu. Elles sont cependant capables de supporter de courtes périodes où il vient à manquer, grâce à leur aptitude à le stocker sous forme de polyphosphate quand il abonde. Ce sont toutefois des organismes de milieux eutrophes. Leur croissance est lente et nécessite des temps de résidences des masses d'eaux importants (Paerl 1988).

Certaines cyanobactéries peuvent supporter des intensités lumineuses très importantes, là où d'autres algues subiraient une photoinhibition. A l'inverse, elles sont capables de croître dans un environnement à faible luminosité, grâce à leur phycobilines. Celles-ci exploitent des longueurs d'ondes inutilisables pour d'autres classes phytoplanctoniques. Il est d'ailleurs fréquent que les cyanobactéries se développent sous les autres classes d'algues, à la limite de la zone photique. A cette profondeur, les seules longueurs d'ondes de la lumière qui sont disponibles sont celles qui n'ont pas été utilisées par les autres taxa. Cependant, les nutriments y sont plus abondants qu'en surface. Dans les lacs profonds, ces algues peuvent se développer dans des conditions extrêmes, à condition que le lac soit stratifié et stable. Dès qu'un mélange profond apparaît, elles vont sédimenter hors de la zone photique, entraînant la régression du bloom (Paerl 1988).

Il existe des espèces de cyanobactéries qui possèdent des vacuoles gazeuses qui vont leur donner la faculté d'effectuer des migrations verticales importantes. Lorsque la photosynthèse a lieu, les produits de celle-ci vont exercer une pression sur les parois souples des vacuoles et donc diminuer la flottabilité des cellules. Ces dernières vont donc migrer vers le bas (Konopka 1984, *in* Paerl 1988; Reynolds 1984, *in* Pearl 1988). Les cyanobactéries vont alors se retrouver à la limite entre l'épilimnion et le métalimnion, où elles vont pouvoir faire des provisions de phosphore. Cependant, la photosynthèse sera quasiment négligeable à une telle profondeur, alors que les produits de la photosynthèse continueront à être consommés. La pression exercée sur les vacuoles va alors diminuer tandis que la flottabilité des cellules

augmentera. Cela va entraîner leur remontée jusqu'à une profondeur qui leur permet d'obtenir une lumière adéquate. Il faut ajouter que ces déplacements peuvent avoir une vitesse parfois supérieure à celle des algues eucaryotes. Elles vont donc avoir un meilleur accès aux nutriments et à la lumière en milieu stratifié (Paerl 1988).

Au niveau des stratégies de défense contre les prédateurs ou les compétiteurs, il faut noter que certaines cyanobactéries peuvent produire des hépatotoxines ou des neurotoxines. Il semble que les organismes aquatiques y soient moins sensibles que les organismes terrestres. Cependant, les cladocères du zooplancton évitent ces algues, alors qu'ils consomment des algues vertes de taille similaire. Ce serait lié au mauvais goût associé aux toxines, mais aussi au fait que les cyanobactéries ont une faible valeur nutritive comparée à celle d'autres taxa (Paerl 1988, Thys 2003).

Chez beaucoup de cyanobactéries filamenteuses, il existe des stades de persistance appelés akinètes. Ce sont des cellules végétatives qui se sont différenciées en cellules volumineuses à l'aspect plus granuleux. Cet aspect est dû à l'accumulation de réserves de carbone et d'azote. Les akinètes permettent aux cyanobactéries de passer les périodes où les conditions environnementales leur sont défavorables (hiver, concentration en nutriments faible). La production de ces stades de persistance est stimulée par la diminution de l'intensité lumineuse, la chute de la température, la fin de la stratification, l'augmentation de la pression de grazing et la diminution de la teneur en nutriments. A l'inverse, quand tous ces facteurs redeviennent favorables aux cyanobactéries, les akinètes peuvent germer. Dans les lacs profonds, la période de mélange est nécessaire pour les remettre en suspension. Dans les lacs peu profonds, l'illumination et l'augmentation de la température peuvent suffire pour induire leur germination (Paerl 1988).

1.7. La classification fonctionnelle de C. S. Reynolds

Il s'agit d'un système de classification qui s'inspire de la classification en associations végétales utilisée pour les Phanérogames. Cette classification consiste à classer ces dernières en fonction du type de milieu dont elles sont caractéristiques. En ce qui concerne le phytoplancton, le terme association n'est pas adéquat. En effet, il représente des groupes d'espèces qui répondent de manière similaire à un même ensemble de conditions de l'environnement. Cependant, le terme association implique que ces espèces apparaissent associées au sein d'un milieu. Or, dans le cas du phytoplancton, ce n'est pas nécessairement le cas (Reynolds *et al.* 2002). Par exemple, les cyanobactéries *Cylindrospermopsis* spp. et *Anabaena minutissima* présentent des propriétés antennaires et des capacités de fixation d'azote identiques, ce qui tend à les avantager dans des colonnes d'eaux turbides et déficientes en azote. Cependant, elles n'ont jamais été observées simultanément dans ce type de milieu. Pour classer les algues en fonction de leur environnement, le terme d'assemblage, ou de groupe fonctionnel semble être plus adéquat (Reynolds *et al.* 2002).

Reynolds (1997, Reynolds *et al.* 2002) a donc cherché à établir une classification des assemblages (ou groupes fonctionnels) phytoplanctoniques. Après avoir étudié plusieurs lacs anglais aux caractéristiques variées (Reynolds 1987), il a regroupé des espèces ou des genres correspondant à certaines conditions physico-chimiques environnementales qui les favorisent. Il a également pris en compte les tolérances et sensibilités de ces taxa. Dans sa première étude, il avait répertorié 14 groupes algaux (Reynolds 1980). D'autres travaux, réalisés par d'autres chercheurs sur des milieux aquatiques de latitudes différentes (telles que des lacs

tropicaux et l' Amazone), sont venus ajouter des observations et compléter le système. Ils ont permis d'ajouter de nouveaux groupes ou de subdiviser des groupes préexistants. La dernière actualisation de la classification basée sur les résultats de ces études donne 31 groupes fonctionnels (Reynolds *et al.* 2002).

Les groupes fonctionnels sont classés suivant un code alphanumérique. Les espèces sélectionnées ou exclues d'un milieu donné peuvent appartenir à des classes d'algues différentes. Leurs caractéristiques communes sont plutôt des caractéristiques adaptatives majeures telles que la taille, le rapport surface/volume, la présence de mucilage, etc. (Reynolds *et al.* 2002). S'il est quasiment impossible de prédire quand une espèce particulière sera présente à un moment donné et dans un milieu donné, il est probable de prévoir un assemblage algal en fonction des conditions de l'environnement (Reynolds *et al.* 2002). Au départ, le code alphanumérique suivait les assemblages saisonniers (les groupes de A jusqu'à D étaient typiques des peuplements printaniers, tandis que de E à H on avait les assemblages caractéristiques du début de la stratification estivale, etc.). Avec l'apport des nouvelles études effectuées sous différentes latitudes, Reynolds a préféré regrouper les groupes fonctionnels aux caractéristiques les plus proches (voir p. 49-50 : classification des groupes fonctionnels).

Grâce à ce système de classification, on pourra établir la succession des groupes fonctionnels en fonction des modifications des conditions environnementales saisonnières. Cela permettra donc de visualiser les successions écologiques dans un milieu donné, au cours de l'année (Reynolds *et al.* 2002). Cela présente un intérêt certain pour prédire les blooms d'algues nocives ainsi que les effets de l'intervention humaine (visant à les limiter) sur les plans d'eaux.

La figure 1.7.2 montre un exemple de résultat. Il s'agit d'une étude menée par Sommer (1986). Elle lui a permis de déterminer les successions phytoplanctoniques (et donc des groupes fonctionnels) dans 9 lacs d'Europe centrale.

Lac	Bloom de printemps	Phase d'eau claire	Eté P↑ Si↑	Eté P↓ Si↑	Eté P↓ Si↓	Eté	Automne
Köningsee	A			N/Y			A
Attersee	N			Y			B
Walensee	N			N/Y			
V'wldst'see	B/Y			N	N	H	R
L. Maggiore	C/R			P	L/R	H	L/R
Ammersee	C/R	Y	R/P/Y	P	L	H	R/P
Zürichsee	D/Y	Y	Y/H	P/Y			R/P
Lac Léman	D/Y	Y	Y/G	P	L	H	T/P
Bodensee	D/Y	Y	Y/G	P	L/H/E		T/P

Figure 1.7.2: Résumé de la succession des assemblages dans 9 lacs d'Europe centrale (Sommer 1986, in Reynolds 2002)

1.8. Objectifs du travail

L'objectif de ce mémoire est d'identifier les assemblages phytoplanctoniques dans les trois lacs de pré barrages de l'eau d'Heure (Falemprise, Féronval, Ri Jaune) et de suivre leur évolution au cours du temps afin de mettre en relation les modifications des peuplements avec l'ensemble des facteurs environnementaux.

Cela nous permettra de tester la classification fonctionnelle de Reynolds dans quelques lacs de barrage et donc de voir si la présence d'un assemblage d'algues est cohérent vis-à-vis des conditions environnementales. L'intérêt de cette opération est que l'on puisse

effectuer la démarche inverse, c'est-à-dire partir de données sur les caractéristiques environnementales collectées *in situ* pour "prévoir" l'assemblage algal correspondant. Un tel modèle prédictif permettrait de prévoir les blooms algaux et l'évolution des communautés phytoplanctoniques, suite à différentes actions sur les milieux. Un système de prédiction simplifié est déjà proposé par Reynolds *et al.* (2002).

De plus, nous avons voulu compléter cette étude de l'environnement des algues planctoniques en y ajoutant une approche du zooplancton herbivore, dont le broutage peut constituer un déterminant important de la composition en phytoplancton. La détermination des espèces de zooplancton dans chaque lac lors d'épisodes de développement permettra une évaluation de la pression sélective sur les assemblages phytoplanctoniques, en se basant sur les données de la littérature concernant les préférences alimentaires et les taux de filtration de ces espèces brouteuses.

1.9. Contexte de l'étude et présentation des milieux étudiés

L'eutrophisation des eaux, ou enrichissement en nutriments et ses effets, est connu surtout depuis la fin du 20^e siècle. Dans ce contexte il s'agit d'une eutrophisation artificielle, en conséquence du développement urbain, industriel et agricole. Selon le point de vue écologique, l'eutrophisation peut être définie comme le processus de vieillissement accéléré d'une masse d'eau, qui se manifeste par des changements symptomatiques des biocénoses, comme par exemple l'augmentation de la production algale et de macrophytes (Ryding et Rast, 1989 ; Harper, 1992).

Pendant les années 60 et 70, les barrages-réservoirs se sont multipliés en Wallonie. De nombreuses études faisaient déjà état du problème de l'eutrophisation (Micha, 1978, 1979 ; Van Hamme et Micha 1980, etc.). D'un autre côté, la dégradation progressive des grands cours d'eau comme la Meuse (Descy, 1992) ont démontré la nécessité d'une action efficace et plus large en terme de bassin versant. Le contrôle de la qualité de l'eau dès les affluents est donc essentiel pour arriver à une amélioration réelle dans les grands cours d'eau. Aujourd'hui, on assiste de nouveau à un intérêt croissant pour l'étude des lacs de barrage lié à des réglementations à l'échelle européenne (Parlement Européen, 2000). Parmi les motivations de ce type d'étude, relevons que le développement croissant des activités touristiques et récréatives, implique une eau de bonne qualité, susceptible de satisfaire les différentes utilisations, comme la pêche, la baignade et d'autres activités récréatives.

La conception des barrages de l'Eau d'Heure date de la fin des années 60. Le but premier de ces barrages était de soutenir un débit minimum admissible de la Sambre. En effet, lors de périodes sèches, le débit de cette dernière peut parfois chuter sous 1 m³/s. En milieu urbain, cela a pour effet d'accroître la température de l'eau (des températures de 30°C ont déjà été observées). Cette hausse de température altère ses propriétés physico-chimiques. Cela peut la rendre impropre, même pour un usage industriel. L'apport d'eau fraîche à la Sambre à Charleroi dans le but de combattre l'élévation de température et rétablir la capacité à s'auto-épurer de cette rivière s'imposait. Les sites nécessaires au stockage des réserves d'eau devaient donc se situer en amont de Charleroi et sur des affluents de la Sambre. Le site des barrages de l'Eau d'Heure se situe donc à cheval entre Boussu-lez-Walcourt au nord et Cerfontaine au sud. Ils sont constitués de cinq lacs, dont deux de barrages (Eau d'Heure et Plate Taille) et trois pré-barrages (Féronval, Falemprise et Ri-Jaune). Il faut ajouter que le

barrage de la Plate Taille possède des turbines hydro-électriques fournissant de l'électricité à la Région bruxelloise (MET 1997).

En outre, les barrages de l'Eau d'Heure représentent un attrait pour le tourisme hennuyer. Cela implique que la qualité de l'eau doit être compatible à la pratique de différentes activités comme la pêche, la baignade, le ski nautique, la planche à voile, etc. Un projet s'étalant sur trois ans a donc vu le jour, avec pour objectif la définition d'un plan directeur d'assainissement des lacs, en vue d'une revalorisation environnementale et touristique du site, dans le cadre d'une gestion intégrée. Ce projet s'articule sur une collaboration entre l'intercommunale INTERSUD et deux universités : les FUNDP (URBO et GIREA) et l'ULg (Centre d'Etude et de Modélisation de l'Environnement), tout en étant également liée avec les communes et administrations wallonnes (MET et DGRNE).

En ce qui concerne la qualité de l'eau des lacs de l'Eau d'Heure, la seule étude date de 1981 (Dehavay). Déjà à l'époque, l'auteur faisait ressortir l'état avancé d'eutrophisation des lacs de Féronval et Falemprise :

« La situation trophique des lacs de Falemprise et Féronval ne fera qu'empirer dans les années futures si aucune mesure n'est prise, la prolifération d'algues planctoniques et l'envahissement des bras par les macrophytes aquatiques étant les porte-parole visuels de notre affirmation. »

Dans cette étude, ces deux lacs étaient classés de poly-eutrophes. Le lac du Ri Jaune était situé dans une zone mésotrophe, l'Eau d'Heure oligo mésotrophe et la Plate Taille oligotrophe. Les apports principaux ont été identifiés et il a été conseillé aux gestionnaires un contrôle urgent dans le bassin versant de ces lacs, visant la réduction du phosphore (P).

Le lac de Falemprise a connu des importants épisodes de mortalité massive de poissons, notamment en juin 1982, fruit d'une évolution désastreuse de l'équilibre écologique qui n'a jamais existé.

Aucun suivi n'a été mené depuis, à l'exception du contrôle de la qualité bactériologique des eaux de baignade du lac de Ri Jaune par la DGRNE (Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement du Ministère de la Région wallonne), alors que des nombreuses infrastructures et activités ont proliféré autour de ces lacs. Les projets visant le développement touristique et économique sont encore plus ambitieux, d'où l'intérêt de l'étude de la qualité de l'eau du complexe des barrages de l'Eau d'Heure.

Cette partie du projet a comme but principal la constitution d'une base de données consistantes, en vue d'une modélisation, approche la plus indiquée à l'heure actuelle pour la compréhension des processus d'eutrophisation (Hilton, 1992 ; Everbecq *et al.*, 2001). La durée prévue pour ce suivi régulier est de deux ans (2002 et 2003). Le gros des interprétations sera alors disponible, après un travail conjoint auprès de l'équipe de modélisateurs du Centre Environnement de l'Université de Liège.

La première phase de l'étude des lacs a montré une tendance à l'augmentation du degré trophique ces dernières décennies (comme annoncé par Dehavay en 1981). En effet, le Ri-Jaune est devenu méso-eutrophe, Falemprise et Féronval hypereutrophes, la Plate Taille oligo-mésotrophe et l'Eau d'Heure mésotrophe (rapport annuel 2003).

Les données de ce mémoire proviennent de mesures et de prélèvements de l'entièreté de l'année 2002 et du printemps de l'année 2003 (du mois de mars au mois de juin), sur les trois lacs de pré-barrages.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Prélèvements et mesures sur le terrain

Les cinq lacs ont été échantillonnés toutes les deux semaines à partir du mois de mars jusqu'au mois de novembre de l'année 2002 à cinq points d'échantillonnage principaux. D'autres points ont été échantillonnés moins fréquemment (points supplémentaires) et quelques mesures ont été faites sur l'ensemble des ruisseaux et cours d'eau du complexe.

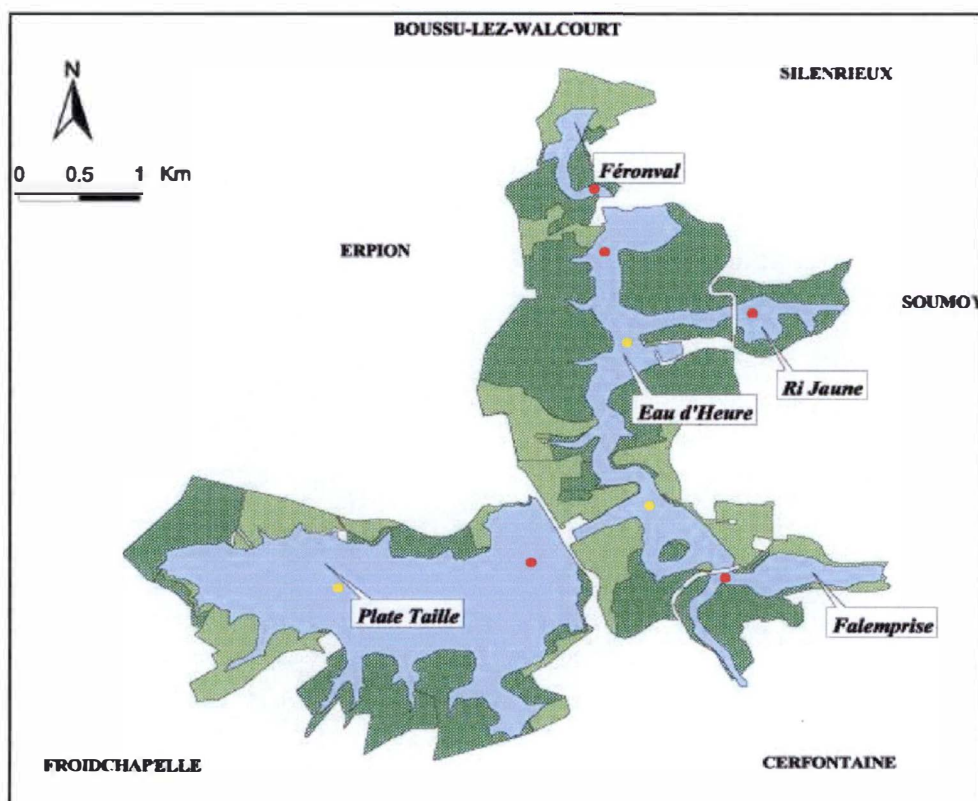


Figure 2.1.1: points d'échantillonnages pour 2002 et

Légende : • points principaux sur les 5 lacs • points supplémentaires sur les 5 lacs (2002 seulement)

A partir de 2003, les campagnes ont eu lieu chaque semaine. Une semaine sur deux, les cinq lacs étaient échantillonnés. Les autres échantillonnages ne concernaient que les trois pré barrages, dans le cadre du projet B-BLOOMS d'étude des blooms de cyanobactéries, Falemprise étant le site de suivi intensif pour ces derniers en Région Wallonne. Les points supplémentaires ont été supprimés, car les informations qu'ils apportaient par rapport aux points principaux étaient négligeables.

La figure 2.1.1 montre la localisation des points d'échantillonnages sélectionnés. Chaque campagne de terrain comprend :

- la réalisation des profils d'oxygène dissous, température, conductivité et pH
- la mesure de transparence de l'eau au disque de Secchi

- la mesure de l'atténuation de la lumière à l'aide d'un *logger Licor*
- prélèvements de l'eau à l'aide d'une bouteille de Van Dorn à différentes profondeurs
- à partir de 2003, des prélèvements de zooplancton à Falemprie, Féronval et Ri-Jaune grâce à une trappe de Schindler

2.2. Mesures limnologiques

2.2.1. Température, pH, oxygène dissous, conductivité

Les mesures des paramètres limnologiques généraux ont été effectuées à l'aide d'une sonde multiparamétrique *Hydrolab DS-4* calibrée avant chaque campagne. Les données de température, oxygène dissous, conductivité et pH ont été directement enregistrés sur le *Surveyor*.

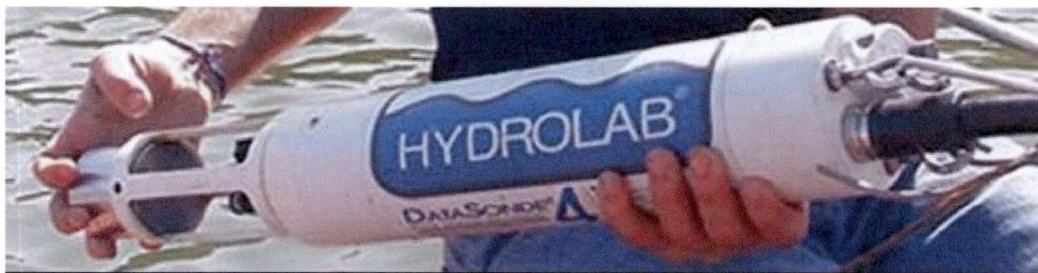


Photo 2.2.1.1 : sonde HYDROLAB

2.2.2. Transparence de l'eau

La transparence de l'eau est mesurée sur le terrain grâce à un dispositif avec deux quantamètres connectés à un *data logger*. Le premier, un senseur *Licor 190 SB*, sert de référence en surface et fournit l'éclairement incident (I_0). Le second, un senseur *Licor SPQA 2021* mesure l'éclairement dans l'eau à différentes profondeurs (I_z). Le coefficient d'extinction de la lumière (k) est obtenu par la formule :

$$k = (\ln I_0' - \ln I_z) / z$$

I_0' : éclairement sous la surface $I_0' = I_0 * 0.95$
 I_z : Intensité lumineuse à la profondeur z
 z : profondeur (m)

Ce système est très précis par rapport au traditionnel disque de Secchi, mais très sensible aux vagues, vu la difficulté de maintenir le senseur subaquatique à une profondeur constante dans des conditions d'instabilité du bateau. Ainsi, comme sécurité, des mesures au disque de Secchi ont aussi été prises.

2.3. Utilisation de la technique HPLC pour quantifier les pigments algaux

Les dosages de pigments permettent une détermination précise de la biomasse algale et de la composition des peuplements au niveau des grands groupes d'algues. Cette détermination a été faite en HPLC après extraction à l'acétone 90%. Le système HPLC utilisé comprend un *Waters multisolvent delivery system*, un injecteur automatique *Waters* et deux détecteurs: un détecteur à barrettes de diodes *Waters 996* et un fluorimètre *Waters 470* (réglé pour la détection optimale des chlorophylles et dérivés). La séparation des pigments est obtenue par un gradient ternaire, dérivé de Wright *et al.* (1991). La composition de la phase mobile est identique à celle utilisée par ces auteurs. La colonne de chromatographie est une colonne de type *Waters Nova-Pak C18* de 25 cm de longueur.

De façon standard, le volume d'injection est de 50 μ l. La calibration est effectuée sur base de droites de calibration comportant de 3 à 4 points, obtenues par injection de volumes croissants de solutions standards. Celles-ci sont en fait des pigments (chlorophylles et caroténoïdes) purifiés ou de concentration connue fournie par VKI –Denmark.

L'intégration des résultats est réalisée grâce au logiciel Millennium 2, sur des chromatogrammes extraits à une longueur d'onde de 436 nm. L'identification des pigments présents dans les échantillons se fait à la fois via leur temps de rétention et via la correspondance de leur spectre d'absorption à 436 nm avec ceux de pigments connus stockés dans une librairie de spectres. Les concentrations des différents pigments s'expriment en μ g/l, en tenant compte du volume d'eau filtrée initialement.

2.4. Quantification de la biomasse des différentes classes phytoplanctoniques

La conversion en biomasse (équivalents Chlorophylle *a*) est réalisée à l'aide du logiciel CHEMTAX (Mackey *et al.*, 1996 ; Descy *et al.*, 2000). Celui-ci est programmé pour utiliser les pigments marqueurs des classes algales présentes au sein du plancton, afin de quantifier leurs biomasses respectives.

Le programme réalise une analyse factorielle qui minimise $[S - C_0 F_0]$ où :

S : matrice de concentrations des pigments marqueurs (données d'entrée obtenue par l'analyse en HPLC)

F_0 : matrice initiale des rapports marqueurs : chlorophylle *a* (données d'entrée d'après la littérature, c'est-à-dire de valeurs de ces rapports provenant d'analyses de cultures d'algues pures ainsi que de données de terrain) (cf. tableau 2.4.1).

C_0 : matrice d'abondance des classes algales en équivalents-chlorophylle *a* (ou en contribution des classes à la biomasse planctonique totale estimée par la chlorophylle *a*)

Idéalement, la méthode demande deux pigments en plus de la chlorophylle *a* pour chaque classe phytoplanctonique. Elle permet l'utilisation de pigments marqueurs partagés par plusieurs classes différentes (ex. la zéaxanthine que possèdent à la fois chlorophycées et cyanobactéries), en plus des marqueurs spécifiques (ex. la lutéine, présente chez les chlorophytes uniquement). Le programme est rédigé en langage MATLAB® et est installé sur PC.

La matrice initiale suivante a été utilisée :

CLASSES	PERI	FUCO	NEO	VIOL	DDX	ALLO	LUT	ZEA	ECHIN	BECAR	Chb	Cha	Tot pig
chlorophytes	0,0000	0,0000	0,0176	0,0235	0,0000	0,0000	0,1173	0,0176	0,0000	0,0000	0,1532	1,0000	1,3292
chrysophytes	0,0000	0,2203	0,0000	0,0881	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000	1,3084
cryptophytes	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,2120	0,0000	0,0000	0,0000	0,0156	0,0000	1,0000	1,2276
cyanobacteria	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1088	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000	1,1088
cyanobacteria	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0359	0,0852	0,0000	0,0000	1,0000	1,1211
diatoms	0,0000	0,5626	0,0000	0,0000	0,1292	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000	1,6918
dinoflagellates	0,6290	0,0000	0,0000	0,0000	0,2500	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000	1,8790
euglenophytes	0,0000	0,0000	0,010	0,0000	0,2500	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,3000	1,0000	1,5600

Tableau 2.4.1: matrice initiale utilisée par CHEMTAX pour le calcul des biomasses des classes algales des lacs de prébarrages

PERI = périidine

FUCO = fucoxanthine

NEO = néoxanthine

VIOL = violaxanthine

DDX = diadinoxanthine + diatoxanthine

ALLO = alloxanthine

LUT = lutéine

ZEA = zéaxanthine

ECHIN = échinénone

BECHAR = α -carotène

Chb = Chlorophylle b

Cha = Chlorophylle a

Cette matrice montre les classes d'algues prises en compte (en fonction de la composition taxonomique des échantillons) et la répartition des pigments dans ces classes. Deux types de cyanobactéries sont prises en compte. Le type 1 correspond à la composition en caroténoïdes de *Synechococcus* sp. et le type 2 comporte l'échinénone, fréquemment présente chez les cyanobactéries filamenteuses.

2.5. Dosages des nutriments dissous

Une fois au laboratoire, les échantillons sont filtrés pour dosage des principaux nutriments dissous : nitrates, nitrites, ammonium, silice et orthophosphates. Ces analyses sont effectuées par des méthodes colorimétriques.

2.5.1. Dosage de l'ammonium

L'ammoniaque est dosé par une méthode spectrophotométrique basée sur le développement d'un complexe coloré vert en présence d'ions hypochlorites, issu de l'hydrolyse alcaline du dichloroisocyanurate, de salicylate de sodium et de nitroprussiate de sodium. L'absorbance est lue à 665 nm dans des cellules de 1 cm de parcours optique.

2.5.2. Dosage des nitrites

Les nitrites sont dosés par la méthode à la sulfanilamide. La diazotation de la sulfanilamide en milieu acide en présence de la N-(1-naphtyl)éthylène diamine donne un complexe coloré pourpre susceptible d'un dosage colorimétrique à 520 nm dans des cellules de 1 cm de parcours optique.

2.5.3. Dosage des nitrates

L'acide sulfosalicylique forme avec les nitrates, en milieu anhydre, un complexe qui libère en milieu basique l'ion nitrosalicylate, de couleur jaune, qui permet un dosage colorimétrique des ions NO_3^- à une longueur d'onde de 420 nm dans des cellules de 1 cm de parcours optique.

2.5.4. Dosage de la silice

Les silicates solubles réagissent en milieu acide avec le molybdate pour donner un composé silico-molybdique qui sera réduit en bleu de molybdène par l'acide ascorbique. L'interférence des phosphates est éliminée par addition d'acide oxalique. L'absorbance est lue à 815 nm dans des cellules de 1 cm de parcours optique.

2.5.5. Dosage des orthophosphates

La concentration des orthophosphates dans l'eau est mesurée à partir d'eau filtrée par la formation, en présence d'un complexe de molybdate d'ammonium en milieu acide, d'un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue. Celle-ci permet un dosage colorimétrique par lecture à 885 nm dans des cellules de 1 cm de parcours optique.

2.6. Comptages

2.6.1. Comptages du phytoplancton

Le programme CHEMTAX permet de quantifier les biomasses des différentes classes algales, mais dans le cadre de ce mémoire, il est nécessaire d'identifier les algues au moins jusqu'au genre. En effet, le système de classification de Reynolds et *al.* (2002) se base sur les assemblages d'espèces phytoplanctoniques. Des comptages au microscope se sont donc avérés nécessaires. Ces derniers sont semi-quantitatifs, c'est-à-dire qu'on compte les individus des différentes espèces dans un volume non connu jusqu'à ce qu'on en obtienne minimum 300 (lorsque la diversité est importante). Dans certains échantillons on l'on a une dominance bien nette, il n'est pas toujours utile de compter jusqu'à 300. Ensuite, on calcule l'abondance relative de chaque espèce dans ces 300 individus. Les comptages se font sur un microscope Leitz avec un objectif 40 X.

Pour chaque date d'échantillonnage, un prélèvement de 250 ml d'eau brute de chaque lac est réalisé, soit pour chaque profondeur, soit pour un échantillon moyen de plusieurs profondeurs. Ces 250 ml d'eau sont alors fixés au formol (10 % du volume) et mis à sédimenter à l'obscurité. Lorsque la sédimentation est terminée, on aspire l'eau du dessus du pot (en veillant à ne pas aspirer le culot) et on concentre alors l'échantillon dans 20 ml. Lors des comptages, il faut agiter l'échantillon afin de remettre les algues en suspension. Lorsque l'échantillon est pauvre en individus, il peut être utile de le re-concentrer dans un volume inférieur.

2.6.2. Comptages du zooplancton

Les comptages de zooplancton s'effectuent sur des échantillons prélevés à la trappe de Schindler munie d'un filtre dont la porosité vaut $80\text{ }\mu\text{m}$, dans les trois lacs de pré-barrages. On filtre 60 L d'eau pour réaliser un échantillon moyen de trois profondeurs : 20 L d'eau en surface, à 2,5 mètres et à 5 mètres de profondeur. Les échantillons sont alors conservés au formol. Comme dans le cas du phytoplancton, les comptages sont semi-quantitatifs car on cherche plutôt à avoir une abondance relative qu'un nombre d'individu par litre. Les comptages se font sur un microscope inversé Leica avec un objectif 10 X.

3. RESULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. Mesures limnologiques

3.1.1. Température, pH, Oxygène dissous et conductivité

En 2002 comme en 2003, on voit qu'à partir du mois de mars jusqu'au début du mois de juin, la température augmente de façons similaires dans les trois lacs (entre 7 et 23° C). En 2002 cependant, on observe une chute de la température vers la mi-juin et une stabilisation durant l'été. La température descend nettement à partir de la mi-septembre (cf. figure 3.1.1).

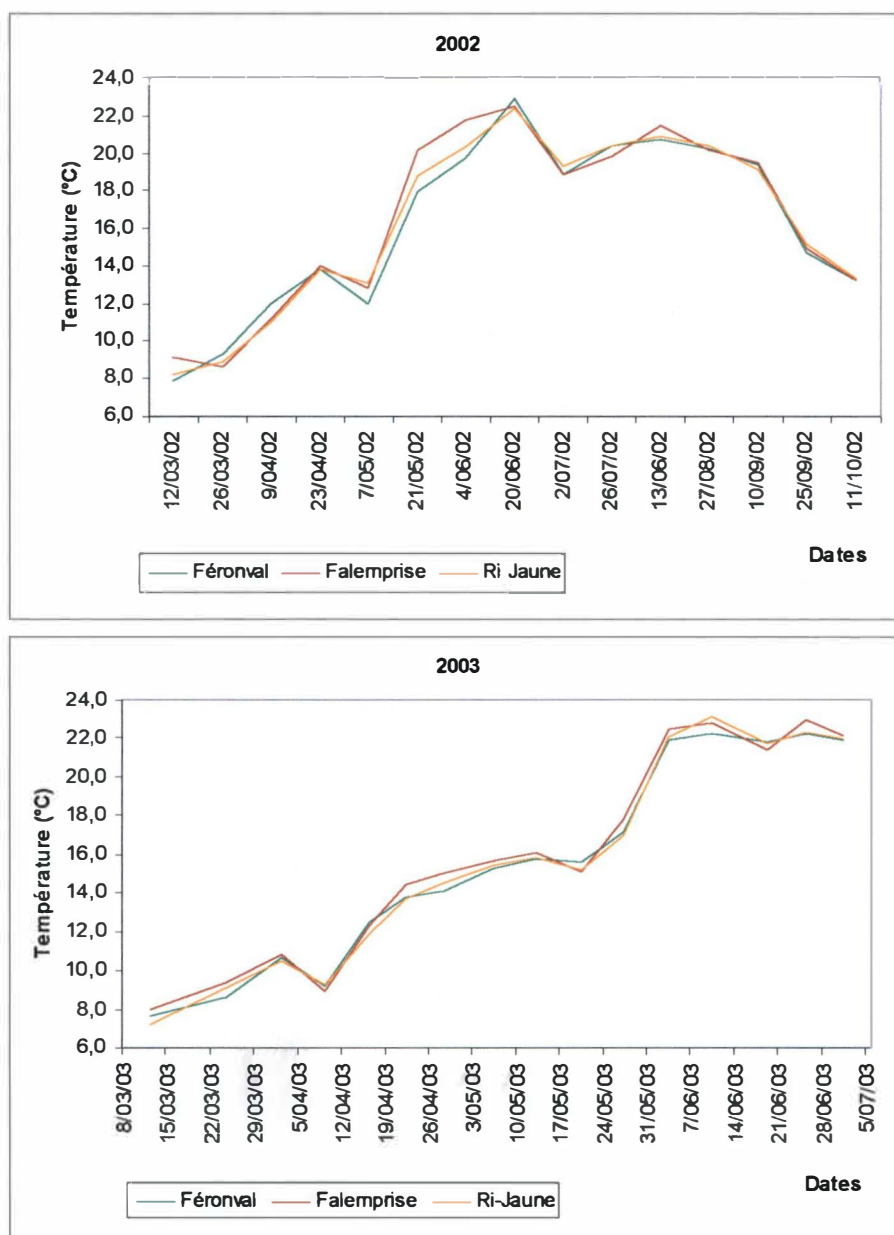


Figure 3.1.1 : Evolution de la température en surface dans les trois lacs de prébarrages en 2002 (au-dessus) et 2003 (en dessous)

Par contre, la conductivité varie plus entre chaque lacs. C'est au Ri-Jaune qu'elle est la plus faible (entre 166 et 203 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2002 et 218 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en moyenne en 2003). Elle atteint des valeurs supérieures dans les lacs de Falemprise et Féronval (entre 248 et 411 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2002 et entre 352 et 427 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2003) (cf. figure 3.1.2).

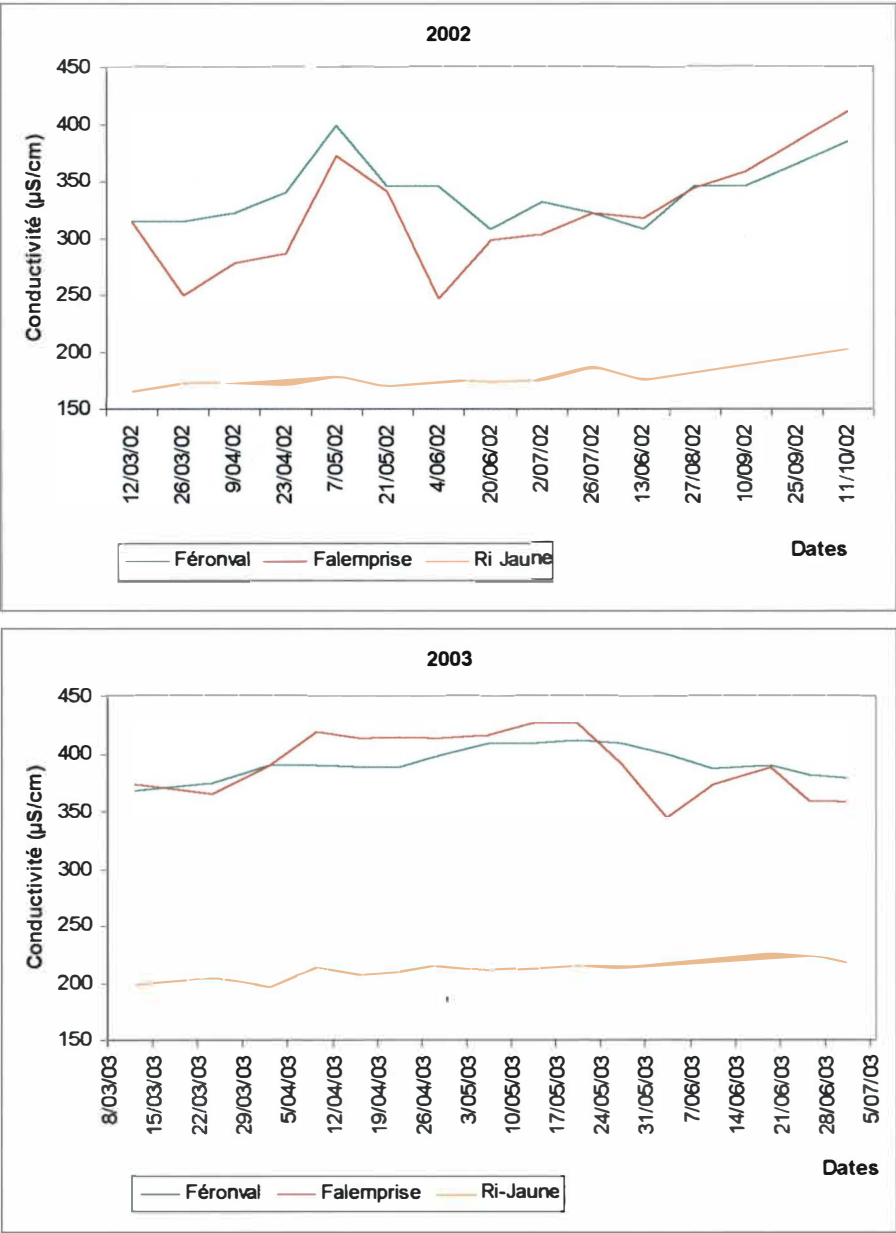


Figure 3.1.2 : Evolution de la conductivité en surface dans les trois lacs de prébarrages en 2002 (au- dessus) et 2003 (en dessous)

Globalement, les courbes de pH ont les mêmes allures. Le pH moyen est de 8,6 à Féronval ; 8,53 à Falemprise et 8,31 au Ri-Jaune pour l'année 2003. En 2002, les mêmes moyennes étaient de 8,3 pour les trois prébarrages (cf. figure 3.1.3).

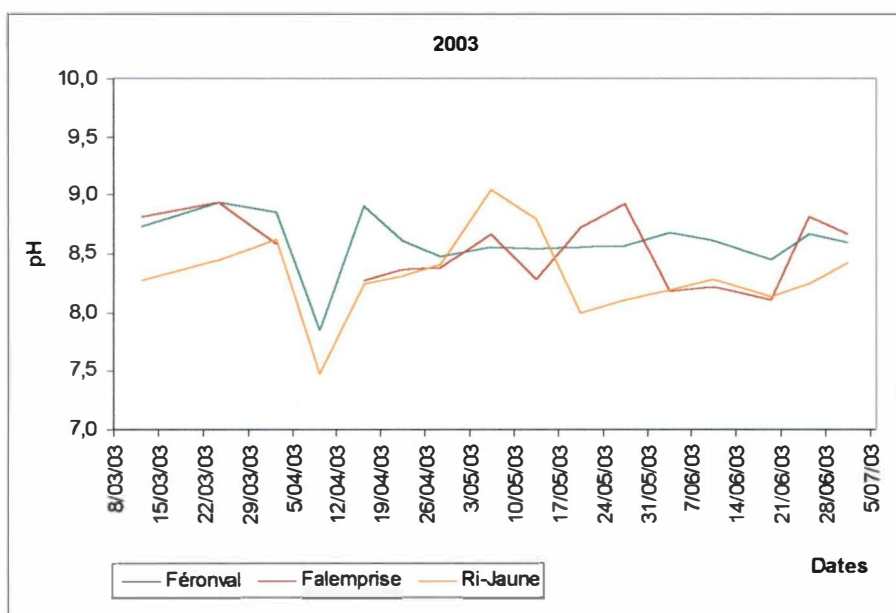


Figure 3.1.3 : Evolution du pH en surface dans les trois lacs de prébarrages en 2003

On observe une stratification des trois lacs à partir du mois d'avril jusqu'à fin septembre en 2002 (cf. annexe). En 2003, la stratification apparaît également au mois d'avril à Féronval et au Ri-Jaune. A Falemprise, elle semble ne se former qu'au mois de mai (cf. figures 3.1.4, 3.1.5 et 3.1.6).

Ce processus de séparation de la colonne d'eau en trois strates déclenche un ensemble de changement au niveau du pH et surtout de l'oxygène, associés à l'activité biologique. C'est le lac de Féronval qui présente la stratification la plus importante dans les trois lacs de prébarrages. Ce lac possède une forte tendance à l'anoxie accompagnée d'une diminution de pH dans les eaux de l'hypolimnion, ce qui est un indice d'une activité bactériologique importante à ce niveau.

A Falemprise, la stratification varie plus du fait que le lac est très peu profond. Il en résulte que la stabilité de la colonne d'eau est davantage sensible aux facteurs externes tels que la pluie ou le vent.

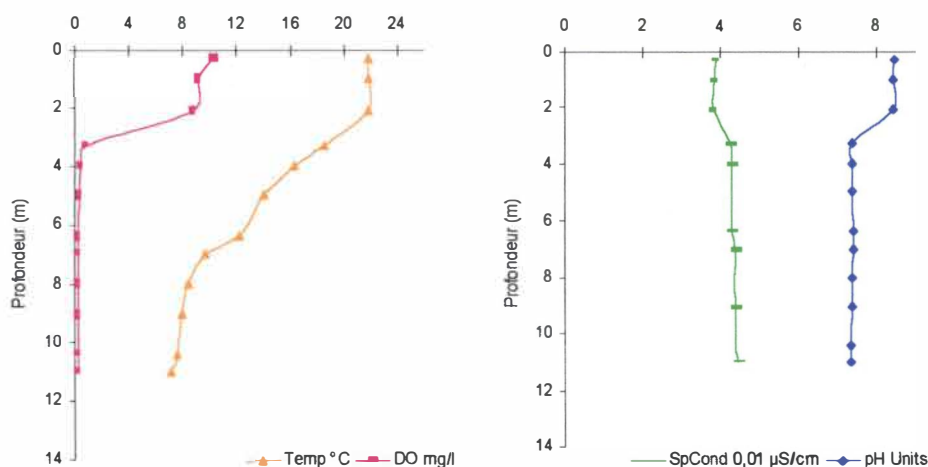


Figure 3.1.4 : Profils limnologiques du 19/06/03 au lac de Féronval

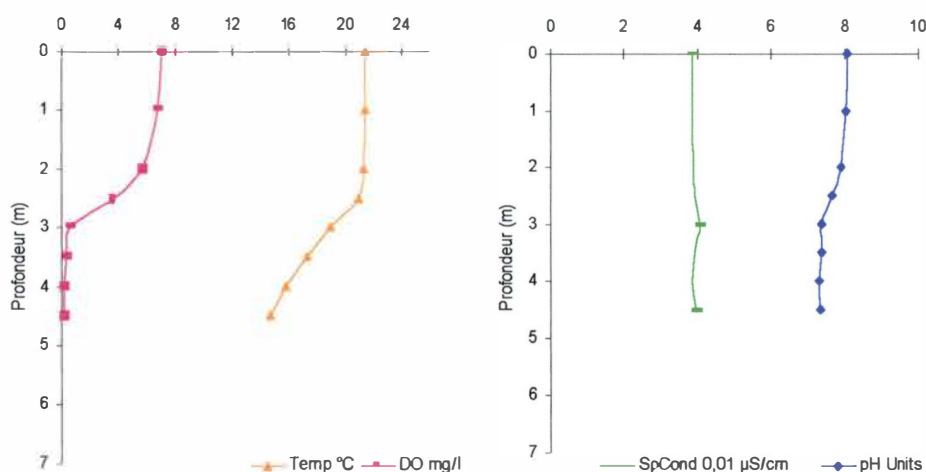


Figure 3.1..5 : Profils limnologiques du 19/06/03 au lac de Falemprise

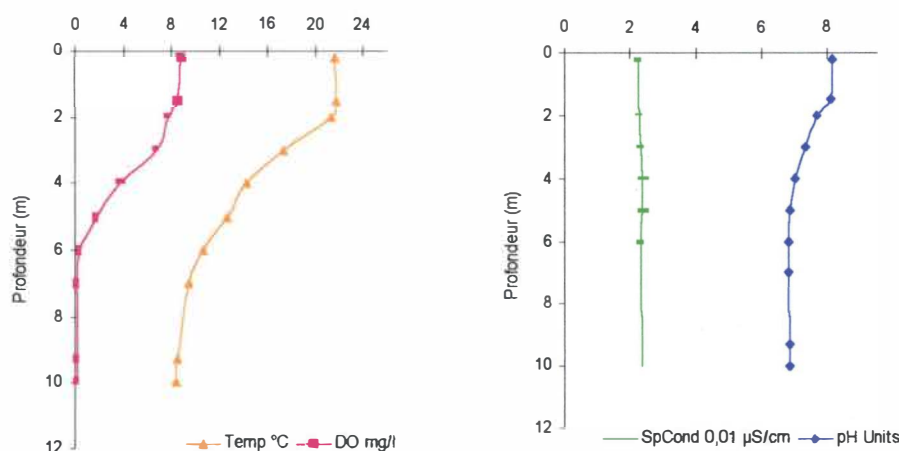


Figure 3.1.6 : Profils limnologiques du 19/06/03 au lac du Ri-Jaune

3.1.2. Transparence de l'eau

La figure 3.1.7 illustre les moyennes (annuelles pour 2002 et printanière pour 2003) de la transparence mesurée au disque de Secchi et de la zone photique calculée grâce au coefficient d'extinction (voir 2.2.2).

En 2002, le lac de Féronval était le moins transparent avec 1 m de profondeur de Secchi, ainsi qu'une zone photique estimée à 3,4 m en moyenne.

Les lacs de Falemprise et du Ri Jaune étaient légèrement plus transparents : 1,9 m et 2 m de profondeur de Secchi respectivement. Par contre, la mesure plus précise avec les sondes *LICOR* montre des différences à prendre en compte : Z_e de 3,8 m pour le lac de Falemprise et 5,7 m pour le lac du Ri Jaune en moyenne annuelle.

En 2003, on observe quelques différences. La profondeur de Secchi a augmenté à 1,6 m à Féronval et à 2,5 m à Falemprise. Par contre, elle a diminué jusqu'à 1,56 m au lac du Ri-Jaune. Ces différences se traduisent aussi au niveau de la zone photique estimée. Elle s'est accrue à Féronval ($Z_e = 4,9$ m) et à Falemprise ($Z_e = 6,6$ m), tandis qu'elle a diminué au Ri-Jaune ($Z_e = 4,4$ m).

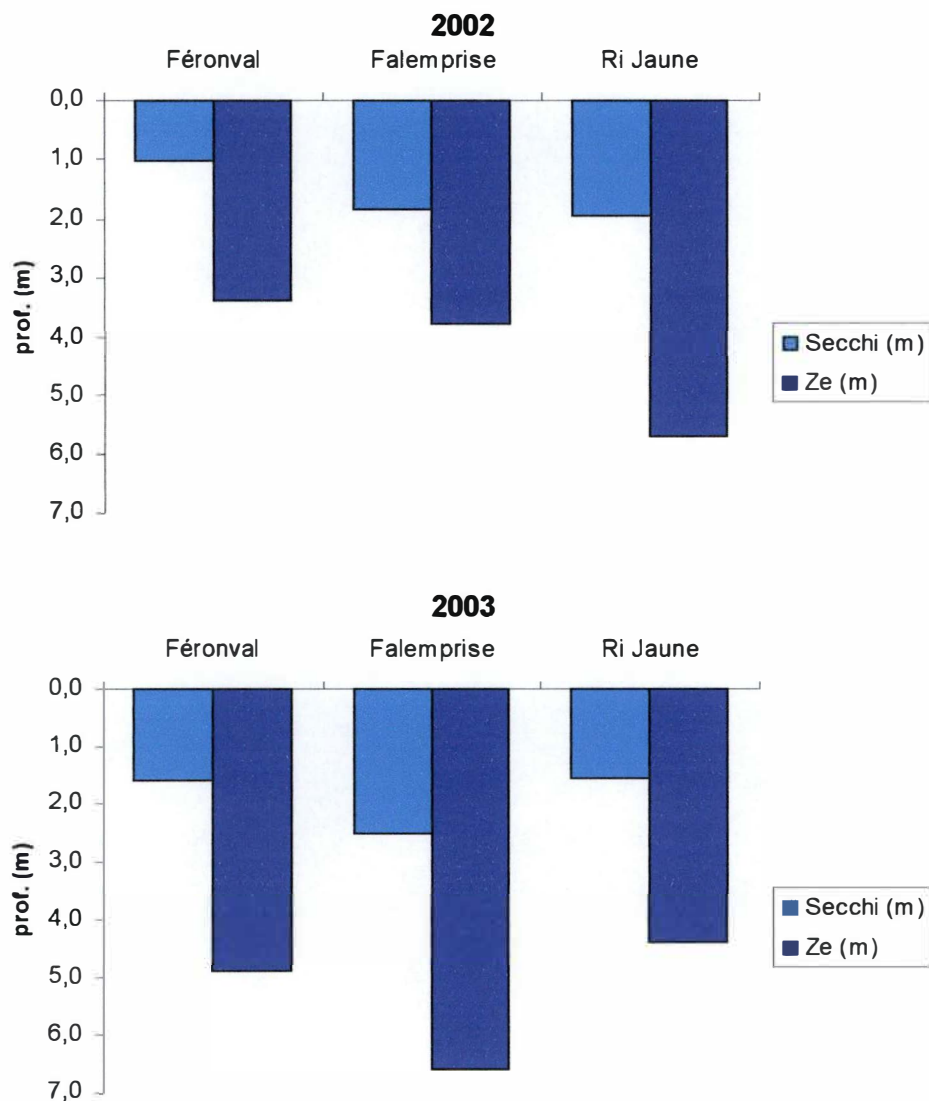


Figure 3.1.7: Transparence au disque de Secchi et zone photique estimée (moyennes) pour l'année 2002 (au-dessus) et le printemps 2003 (en dessous)

Bien que les moyennes de 2002 s'étalent sur l'entièreté de l'année et celles de 2003 uniquement sur le printemps, on observe la même évolution si l'on utilise les moyennes printanières de 2002.

La figure 3.1.8 présente l'évolution de la zone photique au printemps de 2002 et de 2003 pour chaque lac. En 2002, le lac de Féronval présente une zone photique oscillant entre 3 mètres et 4,7 mètres jusqu'au début juin. Cette valeur de 4,7 mètres a été obtenue les 7 mai et 4 juin. Ce qui correspond sans doute à la phase d'eau claire. Ensuite on passe par un minimum le 18 juin avec 1,5 mètres. En 2003, la zone photique reste comprise entre 1,8 et 4

mètres jusqu'au 22 avril. Ensuite elle augmente 10,7 mètres le 6 mai et reste aux environs de 8 mètres jusqu'au 27 mai. Cela correspond certainement à la phase d'eau claire. La zone photique remonte ensuite à des valeurs proches de 3 mètres en juin.

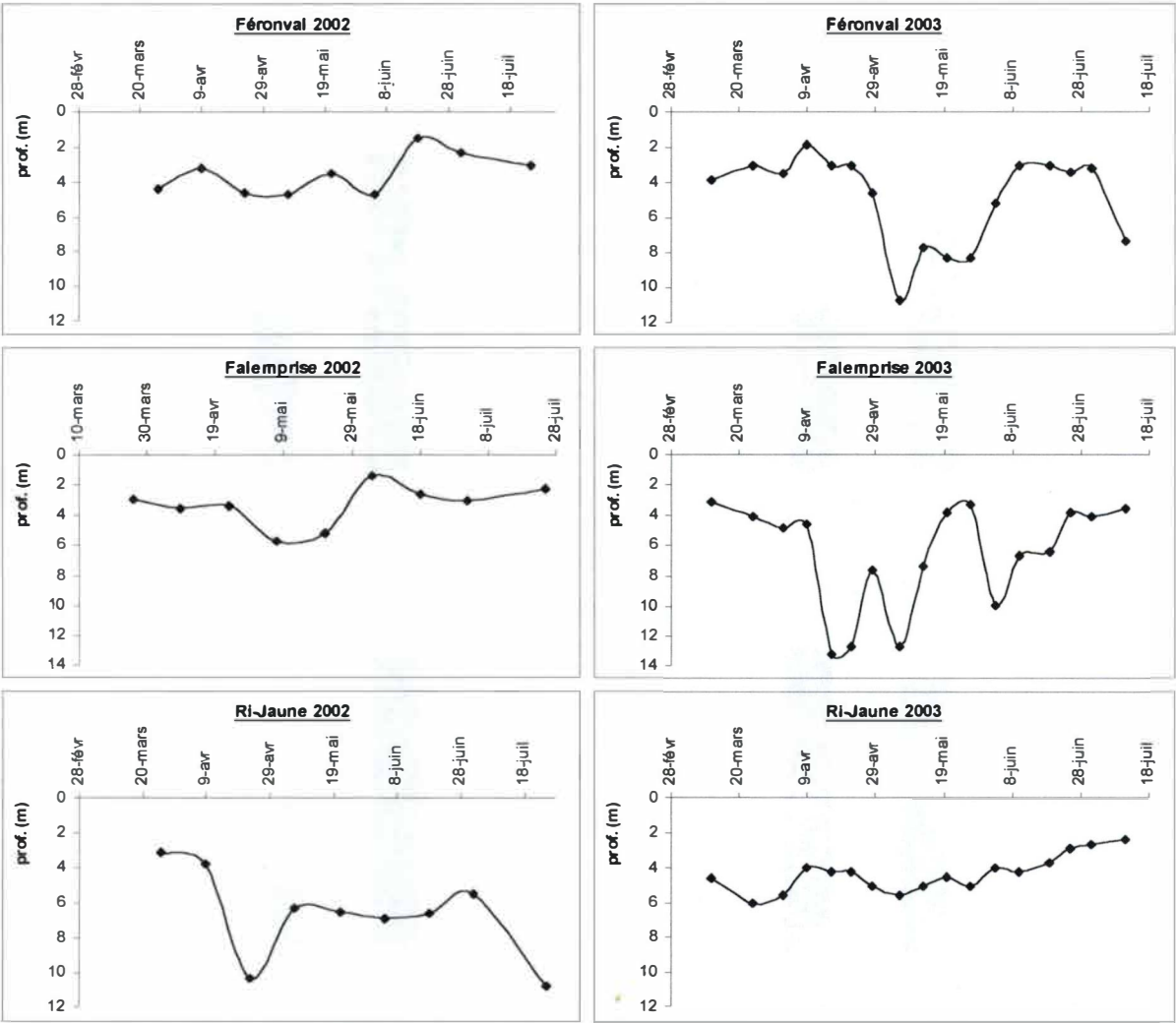


Figure 3.1.8: Evolution de la zone photique au printemps 2002 et 2003 pour les 3 lacs de prébarrages

En 2002 au lac de Falemprise, la zone photique oscillait entre 1,4 mètres et 3,5 mètres. Cependant, elle a augmenté jusqu'à 5,7 mètres le 7 mai. Elle est restée supérieure à 5 m jusqu'au 21 mai, ce qui indique une phase d'eau claire. En 2003 par contre, elle a oscillé de 3 à 4,8 mètres jusqu'au 9 avril, mais elle s'est brusquement accrue le 16 avril à 13,2 mètres. Elle est restée supérieure à 7 mètres jusqu'au 13 mai, il semble donc qu'il s'agisse de la phase d'eaux claires. Elle a repris des valeurs proches de 3 mètres les 20 et 27 mai et s'est ensuite de nouveau accrue à environ 6 mètres avant de rechuter autour de 3,5 mètres. Il faut savoir que la profondeur de ce lac n'excède pas 5 mètres, ce qui signifie que le fond du lac a souvent été illuminé entre le 16 avril et le 25 juin. Cela peut avoir un impact sur la croissance des macrophytes.

Au lac du Ri-Jaune, on voit que la zone photique chute brutalement à 10,3 mètres le 23 avril 2002. C'est la phase d'eaux claires. Ensuite on a une stabilisation de la zone photique

Lac		Nitrates mg N-NO ₃ /L	Nitrites µg N-NO ₂ /L	Ammonium mg N-NH ₄ /L	Silice mg Si/L	Orthophosphates µg P-PO ₄ /L
Féronval	moy.	1,25	37,67	0,31	1,50	10,57
Falemprie	moy.	0,91	25,11	0,15	1,66	26,62
Ri Jaune	moy.	1,54	13,41	0,10	1,23	12,97

Tableau 3.1.1: Charge en nutriments dissous dans les lacs de prébarrages pour 2002 et 2003 (moyenne sur toute la colonne d'eau)

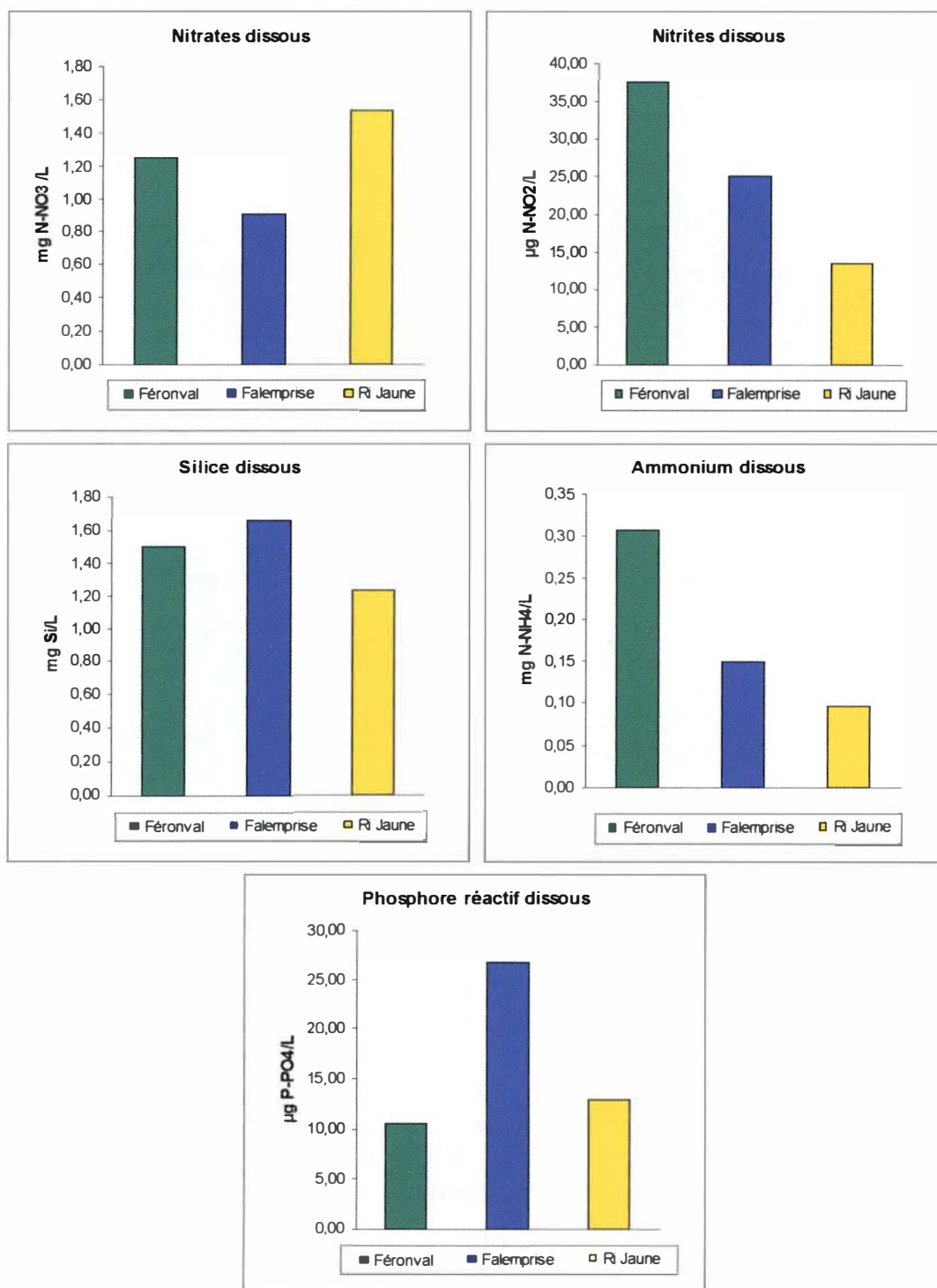


Figure 3.1.9: Charge en nutriments dissous dans les trois lacs de prébarrages pour 2002 et 2003 (moyenne dans toute la colonne d'eau)

entre 5,5 et 7 mètres, suivie d'une augmentation jusqu'à 10,8 mètres le 25 juillet, ce qui correspond également à une phase d'eau claire. En 2003, le maximum de zone photique a été obtenu le 24 mars avec 6 mètres, ce qui indique probablement la phase d'eaux claires. Le reste du temps, la zone photique a oscillé entre 2,4 et 5,6 mètres.

3.1.3. Mesure des nutriments dissous

Le tableau 3.1.1 et la figure 3.1.9 donnent une idée générale de la charge en nutriments dissous de chaque lac. Ce sont des moyennes pour les années 2002 et 2003 intégrées sur toute la colonne d'eau.

Le lac du Ri-Jaune présente les concentrations moyennes en nitrates les plus importantes : 1,54 mg/l. A Féronval, elle vaut 1,25 mg/l et à Falemprise, 0,91 mg/l. Pour les nitrites, c'est le lac de Féronval qui possède les valeurs moyennes les plus élevées (37,67 µg/l), suivi par le lac de Falemprise (25,11 µg/l) et enfin du lac du Ri-Jaune (13,41 µg/l).

La valeur moyenne de la silice est supérieure à 1,2 mg/l dans les trois lacs. Ce nutriment est surtout important pour les diatomées, qui l'utilisent comme élément structurel de leur frustule. Ce dernier protège les cellules proprement dites.

Les lacs de débarrages possèdent beaucoup de phosphore, mais il est souvent assimilé par le phytoplancton et donc on en retrouve peu dans la fraction dissoute (SRP). On obtient la valeur moyenne maximale à Falemprise avec 26,6 µg/l. C'est sans doute dû à des épisodes de mélange ponctuels, la stratification étant en effet instable. Ces derniers peuvent provoquer une remontée des orthophosphates contenus dans les sédiments.

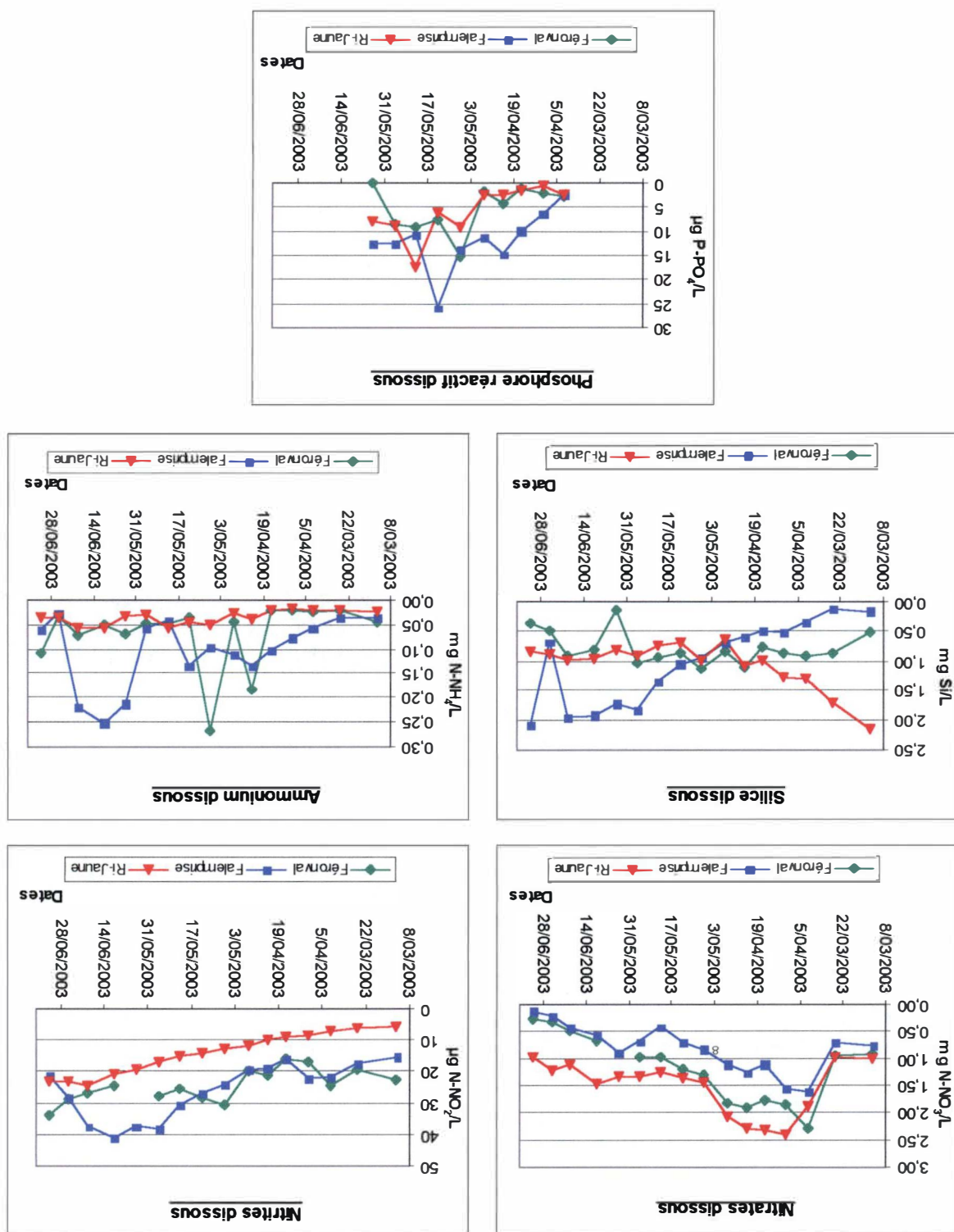
La figure 3.1.10 montre l'évolution des mêmes nutriments dissous dans l'épilimnion en 2003. En ce qui concerne les nitrates, on voit que les évolutions sont similaires dans les trois lacs. On a une augmentation de la concentration vers le 24 mars, suivie d'une diminution dans les trois lacs à partir de début avril. Les valeurs des trois courbes confirment cependant que la concentration en nitrate est supérieure au Ri-Jaune, directement suivi par le lac de Féronval et enfin par le lac de Falemprise.

Les nitrites montrent une évolution moins semblable entre les lacs, même si l'on peut quand même constater une légère tendance à l'augmentation dans les trois lacs, suivie d'une diminution (à Falemprise et au Ri-Jaune).

Au lac du Ri-Jaune, la concentration en ammonium est fort stable et reste entre 0,02 et 0,06 mg/l. A Féronval également, les concentrations se sont avérées assez homogènes (entre 0,02 et 0,11 mg/l), malgré deux pics le 22 avril et le 6 mai. Ces derniers ont atteint respectivement 0,18 et 0,27 mg/l. Au lac de Falemprise, on observe une augmentation de la concentration en silice entre le 24 mars et le 22 avril (elle passe de 0,04 à 0,13 mg/l), suivie d'une chute de concentration entre les 20 et 27 mai (aux alentours de 0,05 mg/l). Ensuite elle augmente brusquement et passe par un maximum le 10 juin (0,25 mg/l), avant de redescendre à environ 0,05 mg/l.

L'évolution de la silice diffère entre chaque lac. Au Ri-Jaune, sa concentration décroît de 2,17 mg/l jusqu'à 0,64 mg/l entre le 12 mars et le 28 avril, puis se stabilise autour de 0,8 mg/l. A Féronval, la silice oscille entre 0,5 et 1,15 mg/l jusqu'au 27 mai. Ensuite, elle passe

Figure 3.1.10: Evolution des concentrations en nutriments dissous dans l'épuration des trois lacs de préarrages au printemps 2003



par un minimum le 3 juin avec 0,14 mg/l, et elle s'accroît de nouveau vers 0,95 mg/l. A partir du 25 juin, cependant, elle ne dépasse plus les 0,5 mg/l. A Falemprise enfin, la concentration en silice augmente progressivement de 0,11 à 1,84 mg/l entre le 24 mars et le 27 mai. Ensuite, elle se stabilise autour de 1,9 mg/l excepté le 25 juin où elle chute à 0,7 mg/l.

Au point de vue des orthophosphates, tout ce que l'on peut dire, c'est qu'ils confirment la figure et le tableau . On voit bien que la concentration la plus importante se situe à Falemprise. Il est plus difficile de voir quel lac est le plus riche entre les lacs du Ri-Jaune et de Féronval. Il faut savoir que lors de nos dosages, nous avons commencé par utiliser des cellules de parcours optique de 1 cm. Cependant la concentration en phosphore était sous le seuil de détection ($< 5 \mu\text{g/l}$). Nous avons donc employé par la suite des cellules de 5 cm de parcours optique. Malgré cela, certains échantillons de la fin du printemps affichaient encore une concentration inférieure au seuil de détection. Voilà pourquoi les résultats des dosages de phosphates dissous jusqu'au 2 avril et après le 3 juin 2003 ne figurent pas sur le graphique de la figure 3.1.10.

3.1.4. Mesure du phosphore total

En ce qui concerne le phosphore total, qui comprend le phosphore incorporé par les algues, la figure 3.1.11 montre que la concentration moyenne la plus importante se trouve à Féronval (76,8 $\mu\text{g/l}$), directement suivi par Falemprise (74,1 $\mu\text{g/l}$). Au Ri-Jaune, la concentration moyenne n'atteint que 44,5 $\mu\text{g/l}$.

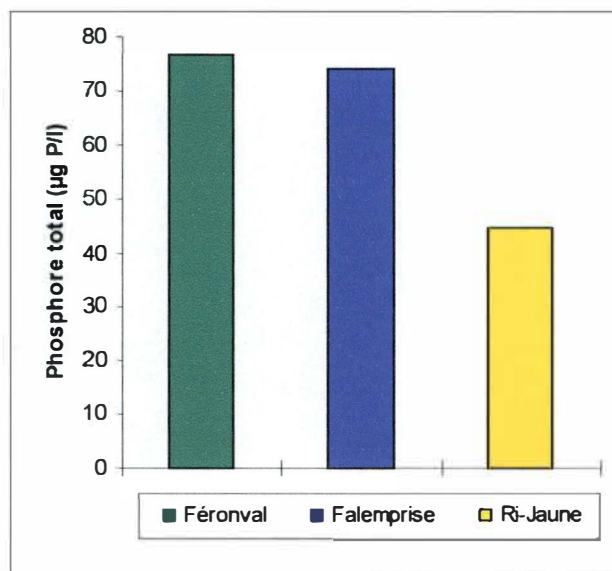


Figure 3.1.11: Charge en phosphore total dans les trois lacs de débarrages au printemps 2003 (moyenne sur toute la colonne d'eau)

La figure 3.1.12 montre les valeurs en phosphore total généralement supérieures à Féronval (entre 46,6 et 96,8 $\mu\text{g/l}$) par rapport à Falemprise (entre 52,6 et 69,9 $\mu\text{g/l}$), excepté entre début mai et mi-juin où l'on atteint un maximum de 114,2 $\mu\text{g/l}$ (le 27 mai) dans ce dernier. Au Ri-Jaune, la concentration reste oscillante entre 29,2 et 52,1 $\mu\text{g/l}$.

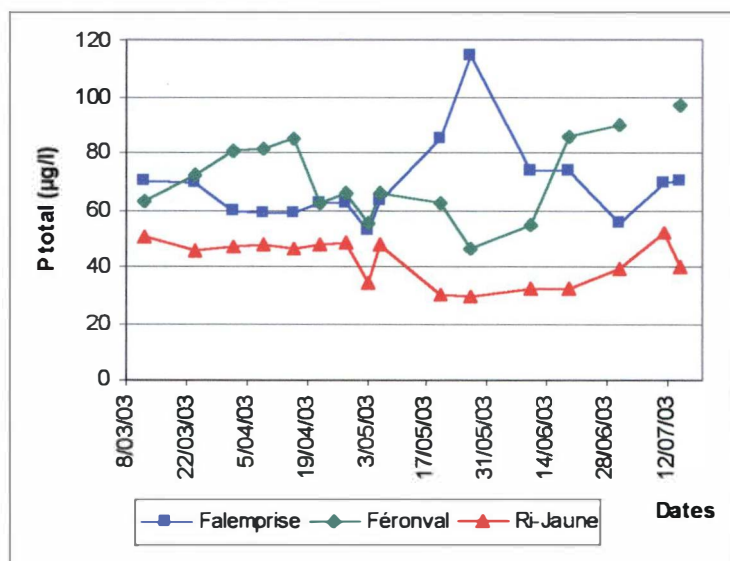


Figure 3.1.12: Evolution des concentrations en phosphore total dans l'épilimnion des trois lacs de débarrages au printemps 2003

3.2. Biomasse et composition phytoplanctoniques

3.2.1. Biomasse

La figure 3.2.1 et le tableau 3.2.1 montrent les biomasses moyennes dans les trois lacs de débarrages pour l'année et le printemps de 2002, ainsi que pour le printemps de 2003. Il semble que les biomasses moyennes du lac du Ri-Jaune soient relativement constantes puisqu'on a atteint des valeurs de 7,9 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle *a* pour la totalité de l'année 2002 (et une biomasse moyenne pour le printemps de la même année atteignant 6,4 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle *a*) ainsi que 7,4 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle *a* pour le printemps de 2003.

Au lac de Féronval, on a obtenu 25,6 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle *a* en 2002, contre 14,3 en 2003. Cependant, la valeur moyenne pour le printemps 2002 n'est que de 13,8 $\mu\text{g/l}$. Cela signifie que pour la même période (le printemps), le lac de Féronval présente une valeur de biomasse moyenne de même ordre de grandeur entre 2002 et 2003.

C'est à Falemprise que les différences sont les plus flagrantes entre les deux ans d'études. Les biomasses moyennes pour l'année et le printemps 2002 étaient respectivement de 38,6 $\mu\text{g/l}$ et 31,6 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle *a* contre 14,8 $\mu\text{g/l}$ au printemps 2003. On a donc plus que 50 % de chute de biomasse dans ce lac entre 2002 et 2003.

chl a ($\mu\text{g/l}$)			FV	FP	RJ
2002	Moyenne épi	Année	25,56	38,54	7,93
	Moyenne épi	Printemps	13,79	31,54	6,42
2003	Moyenne épi	Printemps	14,30	14,78	7,35

Tableau 3.2.1: valeurs moyennes des biomasses en chlorophylle *a* dans l'épilimnion en 2002 et 2003

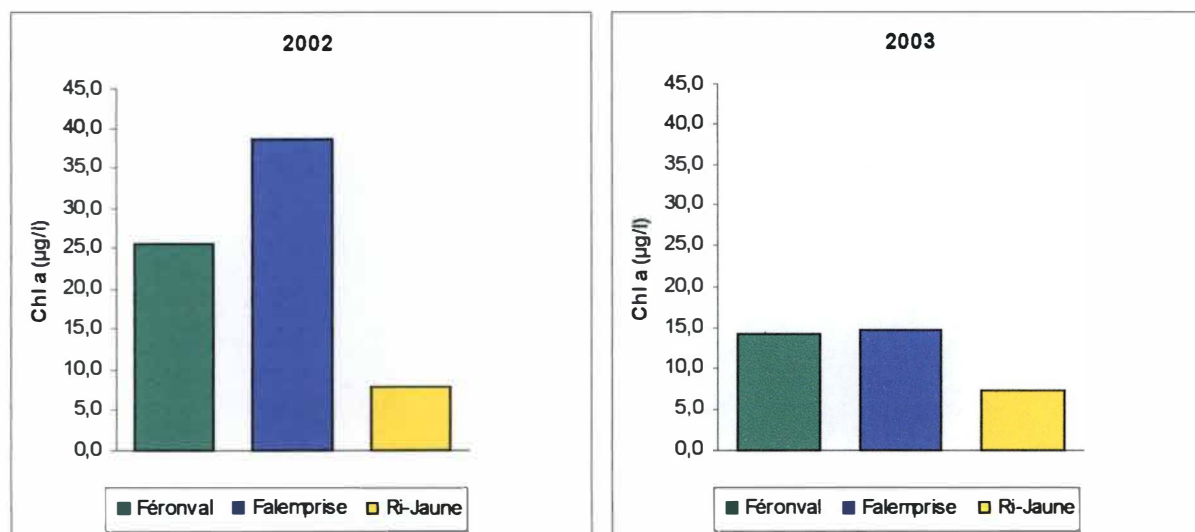


Figure 3.2.1: Histogramme des moyennes des biomasses phytoplanctoniques en Chlorophylle *a* dans l'épilimnion pour l'année 2002 et le printemps 2003

La figure 3.2.2 représente l'évolution de la biomasse au cours du printemps 2002 et du printemps 2003.

En ce qui concerne les lacs de Féronval et du Ri-Jaune, on peut constater qu'il y a une certaine similitude entre l'évolution de biomasse algale entre 2002 et 2003. En effet, à Féronval en 2002, la biomasse augmente jusqu'à 31,6 µg/l de Chlorophylle *a* jusqu'au 9 avril, puis elle diminue jusqu'à 1,8 µg/l vers le 6 mai, ce qui concorde avec la phase d'eaux claires obtenue sur le graphe de l'évolution de la zone photique (cf. chapitre sur la transparence de l'eau). Elle s'accroît de nouveau pour se stabiliser autour de 18 µg/l de Chlorophylle *a*. En 2003, la même augmentation jusqu'au 9 avril (elle atteint cependant 38,8 µg/l de Chlorophylle *a*), suivie également d'une chute de biomasse passant par un minimum le 6 mai (1,6 µg/l), ce qui coïncide sans doute également avec la phase d'eaux claires. Ensuite la biomasse reste à un niveau inférieur à celui de la fin du printemps 2002.

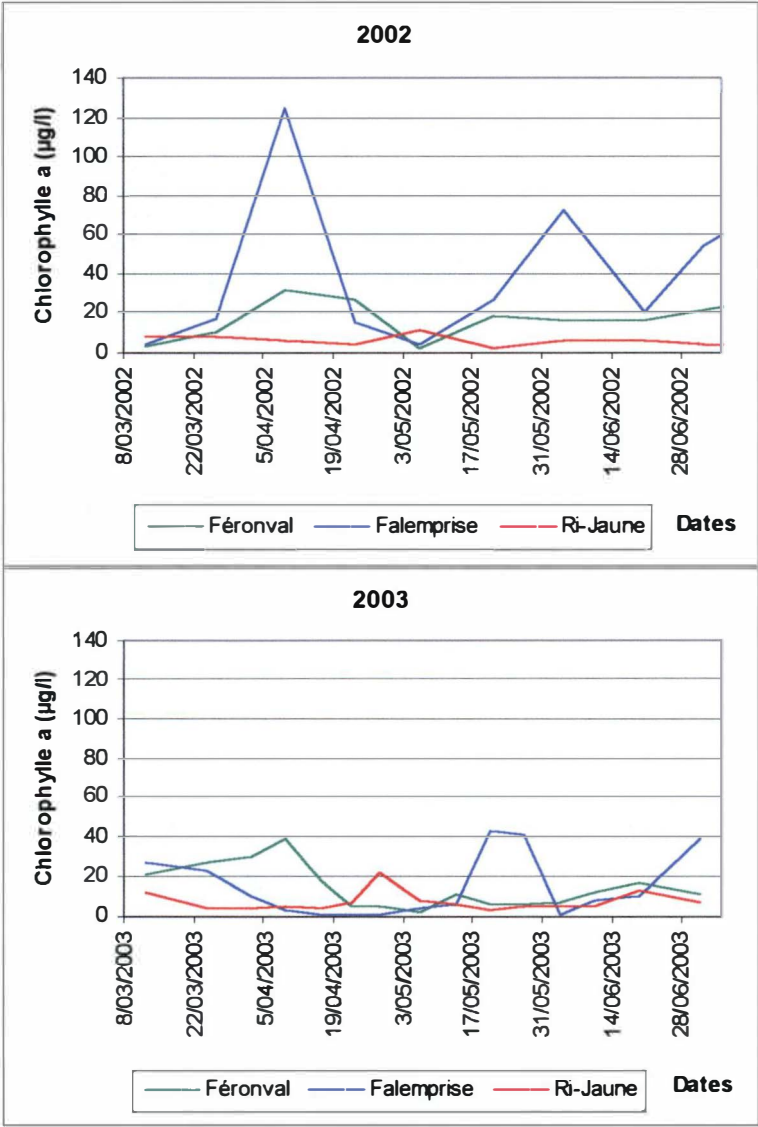


Figure 3.2.2: Evolution des biomasses phytoplanctoniques (µg Chl *a*/l) dans l'épilimnion des trois lacs au printemps 2002 et 2003

Au lac du Ri-Jaune, la biomasse reste inférieure à 20 µg/l pendant tout le printemps 2002 (entre 1,9 et 12 µg/l de Chlorophylle *a*). Le maximum de biomasse étant obtenu le 6 mai avec 11,5 µg/l de Chlorophylle *a*. En 2003 on observe plus ou moins la même tendance excepté un pic de biomasse dépassant les 20 µg/l de Chl *a* qui a lieu le 28 avril (22,6 µg/l).

C'est de nouveau à Falemprise que les différences entre les évolutions de biomasses sont les plus marquées entre 2002 et 2003. En 2002, on a observé une augmentation brutale de biomasse entre le 12 mars et le 9 avril. A cette date, la biomasse a atteint 124 µg/l de Chlorophylle *a*. Ensuite on avait une chute de biomasse aboutissant à un minimum de 3,7 µg/l de Chl *a* le 6 mai (phase d'eau claire), qui était suivie d'une remontée de la biomasse jusqu'à 72,8 µg/l au 4 juin. De nouveau, elle a décliné pour ensuite réaugmenter. En 2003 par contre, la biomasse décroît du 12 mars au 16 avril, passant ainsi de 26,8 à 1 µg/l de Chlorophylle *a*. Elle ne s'est réellement accrue qu'entre le 13 et le 27 mai, le maximum étant obtenu le 20 mai avec 43,4 µg/l de Chl *a*. Ensuite, elle a rechuté à un niveau très bas le 3 juin (1,1 µg/l de Chl *a*), pour ensuite monter jusqu'à 39,3 µg/l de Chl *a* le 1 juillet.

Cette différence de biomasse entre 2002 et 2003 au lac de Falemprise peut sans doute s'expliquer par plusieurs facteurs. Cependant, un de ces facteurs nous paraît être déterminant. Il s'agit d'une perturbation que le lac a subi en 2002. En effet, il a été partiellement vidangé entre le 24 avril et le 2 mai de cette année, afin de permettre le nettoyage des berges. Cependant, la vidange peut aussi avoir des conséquences néfastes sur le milieu, comme la remise en suspension du phosphore présent dans les sédiments. Cela permet ainsi à un nutriment souvent limitant pour la croissance du phytoplancton, de se retrouver en grandes quantités dans l'eau du lac. De plus, la diminution du niveau de l'eau a pu entraîner un réchauffement plus rapide du lac.

C'est sans doute la vidange du lac qui a entraîné le « bloom » massif des cyanobactéries en 2002, comme nous le verrons ultérieurement. Ces dernières sont en effet fort sensibles aux faibles concentrations en phosphore, surtout en début de bloom. Elles sont malgré tout capable de subsister sur de courtes périodes lorsqu'il vient à manquer, grâce à leur aptitude à stocker sous forme de polyphosphate quand il abonde (Reynolds 1984, in Takano and Hino 2000, Reynolds 2002).

SAS (1989) a montré que le rapport entre la zone photique et la zone de mélange est fonction de la biomasse. Celle-ci est elle même dépendante de la concentration en phosphore dans l'eau. Donc, si les populations de cyanobactéries diminuent lorsque la concentration en phosphore diminue, la transparence de l'eau va augmenter. Or, l'année 2003 a vu l'apparition de macrophytes dans le lac de Falemprise, ce qui n'était pas le cas en 2002. C'est probablement lié au fait que les cyanobactéries n'ont pas pu se développer, par manque de ressources en phosphore suffisantes. Cela peut être la cause de l'accroissement de la transparence de l'eau, qui permet aux organismes autotrophes benthiques de se développer. D'autres part, les macrophytes peuvent avoir stocké des nutriments nécessaires à leur propre croissance, les rendant donc moins disponibles pour les organismes planctoniques.

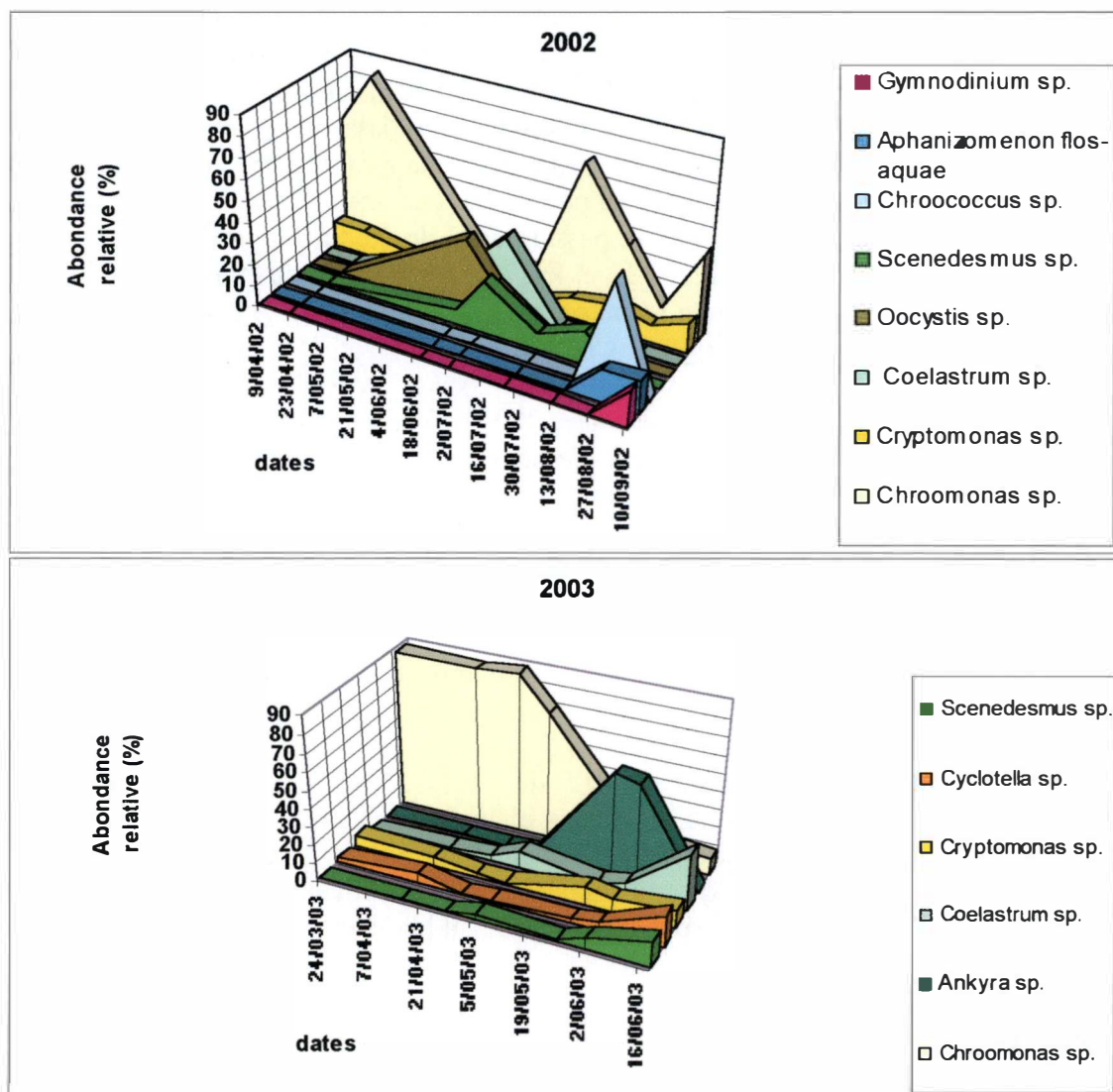


Figure 3.2.3: Evolution en abondance relative (%) des assemblages phytoplanctoniques pour l'année 2002 et le printemps 2003 au lac de Féronval (épilimnion)

3.2.2. Composition phytoplanctonique

Rappelons que la composition phytoplanctonique a été obtenue par la réalisation de comptages sur des échantillons de 2002 et 2003 conservés au formol d'une part. D'autre part le programme CHEMTAX a permis de recalculer les biomasses en équivalent Chlorophylle *a* de chaque classe d'algues à partir de leur pigments (pour plus de détails, voir 2.3 et 2.4).

Nous présentons ci-après les résultats des deux approches en parallèle, un retenant les résultats basés sur l'analyse des pigments algaux pour le suivi de la biomasse des classes de phytoplancton et les résultats des examens microscopique pour détailler les taxons dominants au niveau du genre ou de l'espèce.

3.2.2.1. Féronval

A Féronval, l'année 2002 commence par un développement de Cryptophycées (*Cryptomonas* sp. et *Chroomonas* sp.) entre le début de mars et la mi-mai. Ensuite, ce sont des Chlorophytes qui se développent après le début de la phase d'eaux claires du 6 mai. Entre la mi-mai et la mi-juin, c'est le genre *Oocystis* sp. qui domine. Celui-ci est suivi par les genres *Coelastrum* sp. et *Pediastrum* sp. entre la mi-juin et la mi-juillet. Ensuite, on a de nouveau une dominance des Cryptophycées entre la mi-juillet et la mi-août, suivie par une croissance de la population des cyanobactéries des genres *Chroococcus* sp. et *Aphanizomenon* sp., typiques des milieux eutrophes, de la mi-août à la fin de septembre. Après leur disparition, les Cryptophycées ont à nouveau dominé (cf. figures 3.2.3 et 3.2.4).

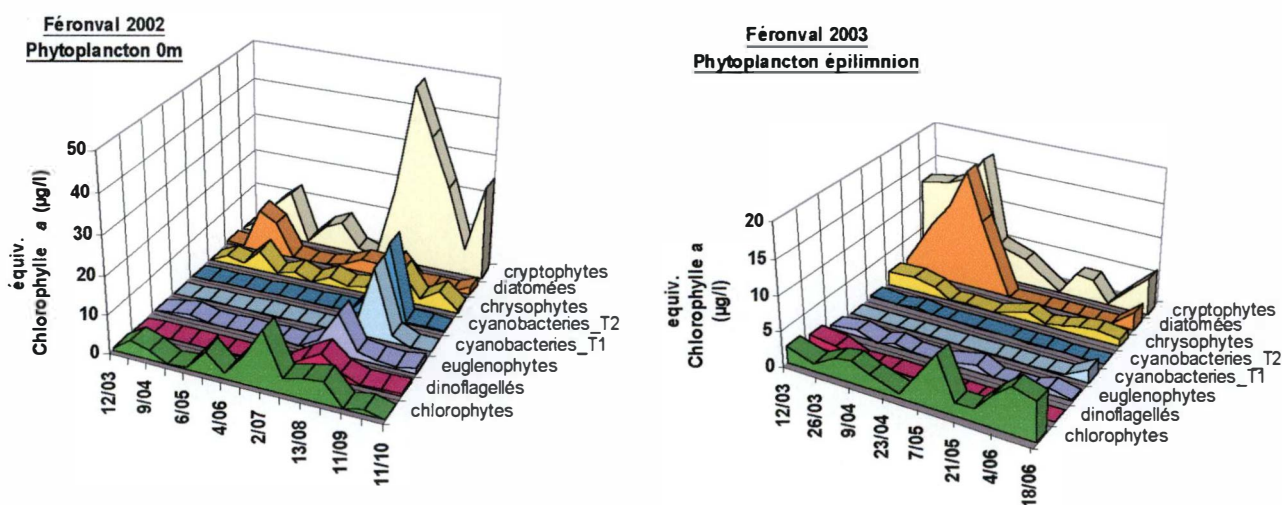


Figure 3.2.4: Composition et biomasse du phytoplancton du lac de Féronval en surface durant l'année 2002 et dans l'épilimnion au printemps 2003

En 2003, on a une dominance nette des Cryptophycées (*Chroomonas* sp. et *Cryptomonas* sp.) et des diatomées du genre *Cyclotella* sp. entre le début du mois de mars et la mi-mai (les diatomées disparaissent déjà au début de mai). Ensuite, ce sont les Chlorophycées des genres *Ankylra* sp. et *Coelastrum* sp. qui se développent jusqu'à la fin juin. *Ankylra* sp., a dominé entre la moitié du mois de mai et la moitié de juin (cf. figure 3.2.3 et 3.2.4). Nous n'avons compté que peu d'individus de la classe des diatomées jusqu'à la fin

avril. Or, la biomasse de ces dernières semble pourtant élevée lorsqu'on regarde la figure 3.2.4 (CHEMTAX). On peut peut-être l'expliquer par le fait que les cellules étaient d'assez grande taille. Un faible nombre d'individu peut donc correspondre à une biomasse importante.

Lac/année	Bloom de printemps	Phase d'eau claire	Eté P↑ Si↑	Eté P↓ Si↑	Eté P↓ Si↓	Eté
Féronval 02	Y	F	J		Y	Y/K/Y
Féronval 03	A/Y	Y	X1			

Tableau 3.2.2: Succession des assemblages phytoplanctoniques durant l'année 2002 et le printemps 2003 au lac de Féronval

L'assemblage Y (*Chroomonas* sp.) semble donc se répéter lors du bloom de printemps en 2002 et 2003, ainsi que pendant la phase d'eau claire en 2003 à Féronval.. Ce sont des cryptophytes. Ces algues peuvent potentiellement se développer toute l'année, mais elles sont fortement sensibles au broutage. Elles se développent donc généralement en période de mélange, lorsque les remontées de nutriments leur permettent d'accroître leur taux de croissance. Elles peuvent ainsi compenser les pertes dues au grazing (Reynolds 2002). Cela semble bien correspondre avec les observations à Féronval (cf. tableau 3.2.2). En 2003, il est toutefois accompagné par le groupe fonctionnel A (*Cyclotella* sp.). Celui-ci a plus d'affinité pour les milieux déficient en phosphore dissous, or au moment de son développement, les concentrations en phosphore étaient très faibles à Féronval. Sa disparition est sans doute due au broutage par le zooplancton.

En 2002, c'est l'assemblage F (*Oocystis* sp.) qui semble dominer lors de la phase d'eaux claires. Il est typique des eaux claires et tolère les mélanges profonds et la faible concentration en nutriments (Reynolds 2002). Il est donc logique de le retrouver à cette période de l'année, puisque les nutriments se raréfient en début de phase claire et la stratification thermique n'est pas encore réellement présente. La même année, l'assemblage J (*Coelastrum* sp. et *Scenedesmus* sp.) succède à F. Il s'agit de chlorococcales non mobiles et non gélatineuses. Elles sont typiques des systèmes très enrichis en nutriments et peu profond. Elles cèdent sans doute leur place à l'assemblage Y à cause d'une raréfaction de nutriments et d'une trop grande vulnérabilité face au broutage. L'assemblage Y profite de l'ouverture temporaire d'une niche écologique, conformément à sa stratégie opportuniste (Reynolds 2002). Vers le 27 août, on observe un pic de cyanobactéries (*Chroococcus* sp.) que nous avons rattaché à l'assemblage K (normalement constitué de *Aphanothece* sp. et *Aphanocapsa* sp.), mais il est rapidement remplacé par Y (cf. tableau 3.2.2).

En 2003, le groupe fonctionnel X1 (*Ankyra* sp.) succède à Y (cf. tableau 3.2.2.). C'est un assemblage qui se développe dans des lacs de degré trophiques élevés, quand les nutriments abondent et que la zone de mélange a peu d'épaisseur (en période stratifiée) (Reynolds 2002).

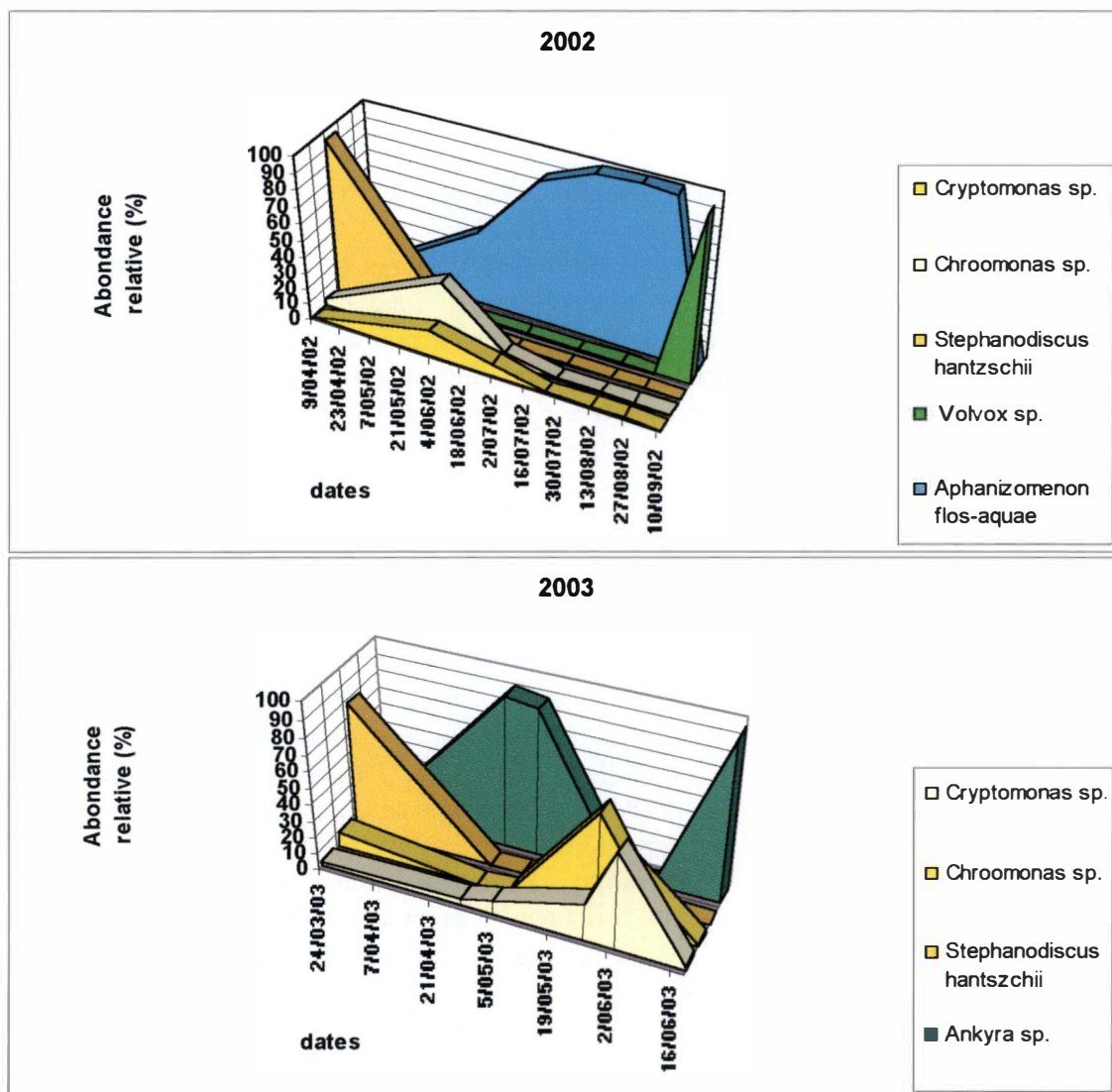


Figure 3.2.5: Evolution en abondance relative (%) des assemblages phytoplanctoniques pour l'année 2002 et le printemps 2003 au lac de Falemprise (épilimnion)

3.2.2.2. Falemprise

Au lac de Falemprise, l'année 2002 s'est caractérisée par un « bloom » de printemps constitué par la diatomée *Stephanodiscus hantzschii*, entre début mars et le début du mois de mai. Ce bloom est confirmé par la biomasse supérieure à 100 $\mu\text{g/l}$ sur le graphe de la figure 3.2.6 (CHEMTAX). Ce sont les cryptophycées des genres *Cryptomonas* sp. et *Chroomonas* sp. qui lui ont succédé, mais leur biomasse était très faible. Ensuite, le lac a connu un « bloom » conséquent de cyanobactéries de l'espèce *Aphanizomenon flos-aquae* (cf. figures 3.2.5 et 3.2.6), qui a duré du début du mois de juin jusqu'à la fin du mois d'août. Ces dernières se développent généralement en période de stratification (les diatomées étant éliminées par la sédimentation et le broutage) et lorsque les nutriments sont abondants. La disparition subite de ce bloom est suivie d'un pic d'une algue verte du genre *Volvox* au mois de septembre, typiques de la combinaison entre abondance de nutriments et bonne intensité lumineuse (cf. figures 3.2.5 et 3.2.6) (Reynolds, 1997 ; 2002). Tous les éléments montrent un niveau d'eutrophisation très avancé dans le lac de Falemprise en 2002.

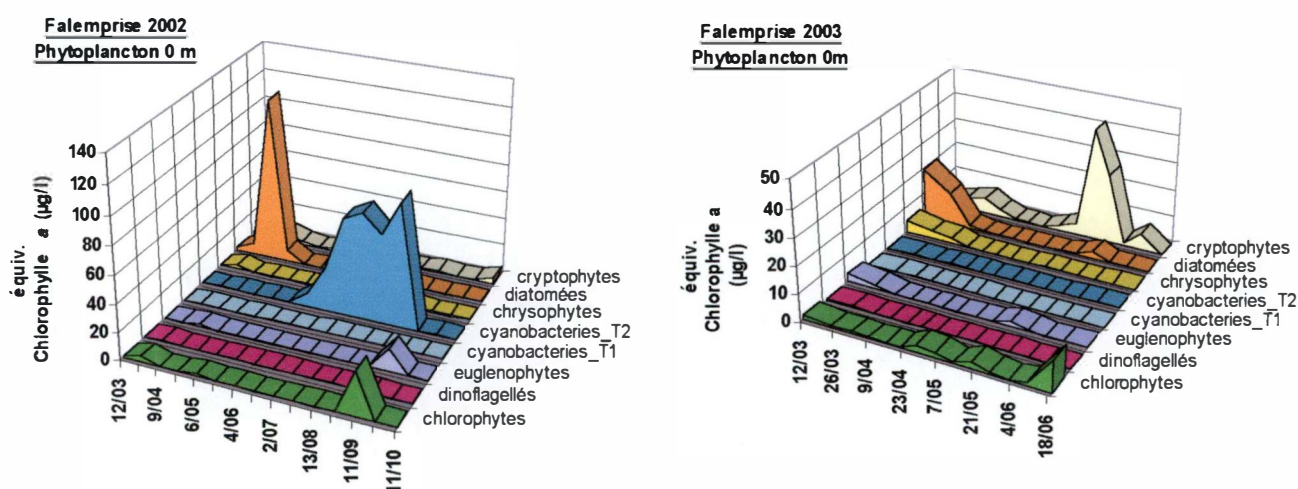


Figure 3.2.6: Composition et biomasse du phytoplancton du lac de Falemprise en surface pour l'année 2002 et le printemps 2003

En 2003, le « bloom » de printemps constitue de diatomées *Stephanodiscus hantzschii* a de nouveau eu lieu, mais la biomasse était inférieure à celle de 2002. Il a été suivi d'un développement de chlorophytes du genre *Ankyra* sp. entre le début du mois d'avril et la mi-mai, leur biomasse était cependant très faible. Ensuite, les cryptophycées (*Cryptomonas* sp. et *Chroomonas* sp.) se sont développées entre la deuxième moitié du mois de mai et le début du mois de juin, pour de nouveau faire place à *Ankyra* sp. avec une biomasse cette fois plus importante (environ 26 $\mu\text{g/l}$ d'équivalent chlorophylle a) (cf. figures 3.2.5 et 3.2.6).

Lac/année	Bloom de printemps	Phase d'eau claire	Eté P↑ Si↑	Eté P↓ Si↑	Eté P↓ Si↓	Eté
Falemp. 02	D	D/Y	H1	H1	H1	G
Falemp. 03	D	X1	Y/X1			

Tableau 3.2.3: Succession des assemblages phytoplanctoniques durant l'année 2002 et le printemps 2003 au lac de Falemprie

Dans ce lac, les blooms de printemps de 2002 et 2003 sont donc caractérisés par l'assemblage **D** (*S. hantzschii*). Ce sont des diatomées qui croissent en général dans des lacs peu profonds (le lac de Falemprie a une profondeur maximale de 5 mètres), dans des eaux riches en nutriments et bien mélangées (Reynolds 2002). En 2002, la phase claire voit la disparition de cet assemblage. Le recyclage des nutriments permet alors sans doute au groupe fonctionnel **Y** de se développer, mais sa biomasse est très faible, sans doute à cause du grazing, souvent important à cette période. Le début de la période stratifiée voit l'installation de l'assemblage **H1** (*Aphanizomenon* sp.). Il est typique des milieux très riches en phosphore et peu profonds (Reynolds 2002). Ces cyanobactéries sont en effet avantagées par leur vésicules gazeuses, leur capacité à fixer l'azote moléculaire et leur faible vulnérabilité face au broutage par le zooplancton. Il est suivi au mois de septembre par l'assemblage **G** (*Volvox* sp.) qui possède les mêmes préférences que **H1** au point de vue du degré trophique et de la profondeur (Reynolds 2002) (cf. tableau 3.2.3).

En 2003, l'assemblage **X1** (*Ankya* sp.) succède à **D** pendant la phase claire et sa biomasse est faible lorsqu'on regarde la figure 3.2.6. Ceci est logique, puisque cet assemblage est sensible au grazing (qui est important pendant la phase claire). *Ankya* sp. est également typique des milieux riches en nutriments (Reynolds 2002). Ce sont de plus des cellules de très petite taille, ce qui contribue aussi à expliquer leur très faible biomasse. La disparition de ce groupe fonctionnel laisse la place à l'assemblage **Y** pendant une courte période, ce qui concorde avec le caractère opportuniste de celui-ci. Le groupe **X1** a finalement de nouveau exclu le groupe **Y**, quand la stratification s'est bien installée, après le début du mois de mai (cf. tableau 3.2.3).

Comme nous l'avons vu dans la partie biomasse, c'est sans doute la vidange du lac qui a entraîné le « bloom » massif des cyanobactéries en 2002. En effet, cela leur a permis d'engranger des ressources en phosphore nécessaires à leur développement.

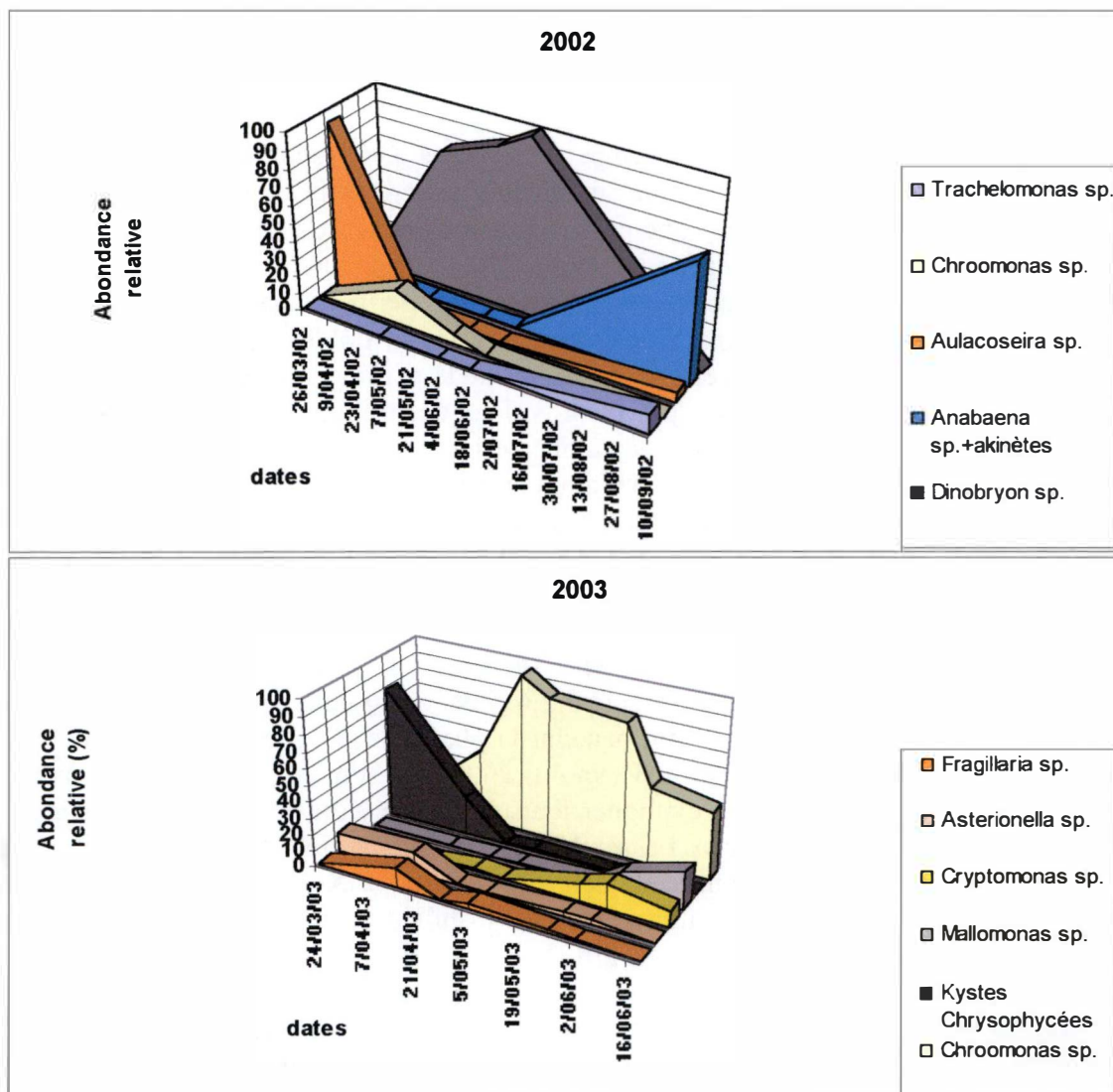


Figure 3.2.7: Evolution en abondance relative (%) des assemblages phytoplanctoniques pour l'année 2002 et le printemps 2003 au lac du Ri-Jaune (épilimnion)

3.2.2.3. Ri-Jaune

Au lac du Ri-jaune, l'année 2002 se caractérise par un « bloom » printanier constitué par les diatomées du genre *Aulacoseira* sp. entre le début de mars et la mi-avril. Ce dernier a été directement suivi d'un développement massif des chrysophycées du genre *Dinobryon* sp. de la mi- avril à la fin du mois de juillet. Enfin, des cyanobactéries du genre *Anabaena* sp. ont dominé entre la fin de juillet et la fin de septembre (cf. figures 3.2.7 et 3.2.8).

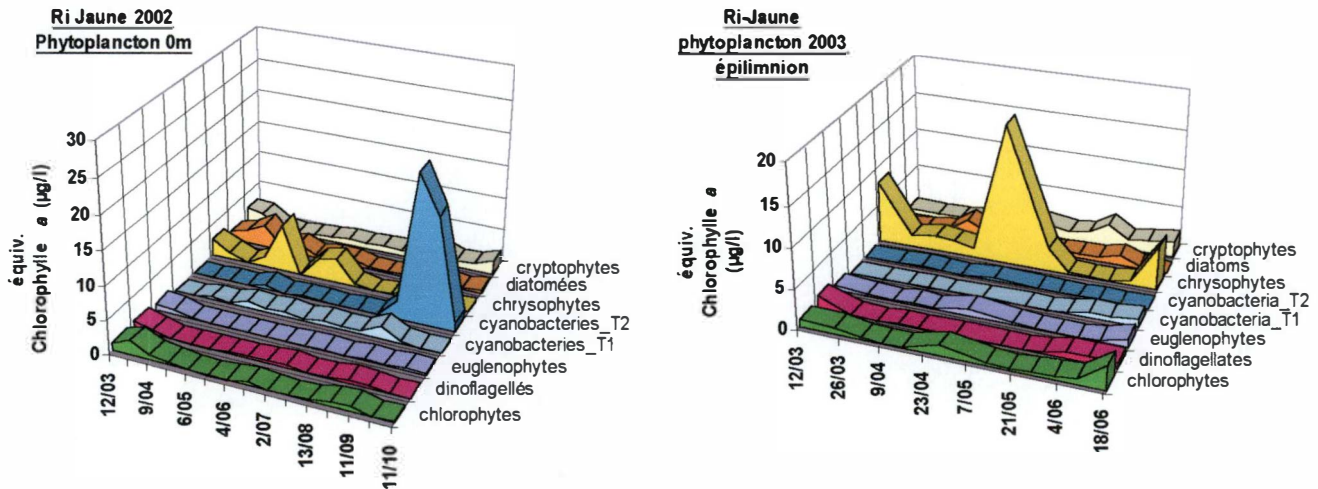


Figure 3.2.8: Composition et biomasse du phytoplancton du lac du Ri-Jaune en surface pour l'année 2002 et dans l'épilimnion au printemps 2003

En 2003, on a eu un fort développement de Chrysophycées (sous formes de kystes au microscope) de début mars à début avril à la mi mai. Ensuite, les Cryptophycées du genre *Chroomonas* sp. ont dominé entre la fin du mois de mai et la fin du mois de juin, malgré une augmentation des chrysophycées du genre *Mallomonas* sp. vers le début de ce même mois et qui semble se développer au delà de nos comptages (cf. figures 3.2.7 et 3.2.8).

Lac/année	Bloom de printemps	Phase d'eau claire	Été P↑ Si↑	Été P↓ Si↑	Été P↓ Si↓	Été
Ri-Jaune 02	B/C	E				H1
Ri-Jaune 03	E	E/Y	E/Y			

Tableau 3.2.4: Succession des assemblages phytoplanctoniques durant l'année 2002 et le printemps 2003 au lac du Ri-Jaune

Au lac du Ri-Jaune, le bloom de printemps est donc caractérisé par l'assemblage **B/C** (*Aulacoseira* sp.) en 2002. En effet, la distinction entre les deux assemblages nous paraît incertaine. Ce sont des diatomées de milieux relativement riches en nutriments et sensibles au pH élevé, à la stratification et au manque de silice (Reynolds 2002). La phase d'eau claire a été caractérisée par l'assemblage **E** (*Dinobryon* sp.). Cet assemblage tolère les milieux faibles en nutriments et se développe généralement lorsque les eaux sont plus claires. Dans les milieux eutrophisés, il est toutefois plus sensible au broutage exercé par le zooplancton (Reynolds 2002). Au début de l'été, c'est l'assemblage **H1** qui va se développer, profitant sans doute de la stratification (cf. tableau 3.2.4).

En 2003, le bloom de printemps est constitué par l'assemblage **E** (kystes de Chrysophycées sp.). La phase d'eau claire est caractérisée par une coexistence des assemblages **Y** et **E**. Cependant, l'assemblage **E** semble diminuer, sans doute à cause du broutage qu'il subit à cette période de l'année. L'assemblage **Y** est sans doute capable de se maintenir grâce aux remontées de nutriments qui lui permettent de compenser les pertes dues au broutage. Au début du mois de juin, l'assemblage **E** (*Mallomonas* sp.) semble de nouveau se développer (cf. tableau 3.2.4).

3.3. Composition zooplanctonique

L'abondance relative du zooplancton a été obtenue par des comptages au microscope et n'a été réalisée que pendant l'année 2003. Le développement des cladocères (du genre *Daphnia* sp.) constitue souvent une pression de broutage élevée. Cette dernière peut être une cause majeure de la phase d'eau claire

Quand on regarde la figure 3.3.1, on observe à Féronval des dominances de copépodes (en vert sur les graphes) jusqu'au début du mois de mai. Ensuite, ce sont les cladocères qui se développent avec un pic de *Daphnia* sp. entre le début du mois de mai et le début du mois de juin. Cela correspond à la phase d'eau claire dans ce lac.

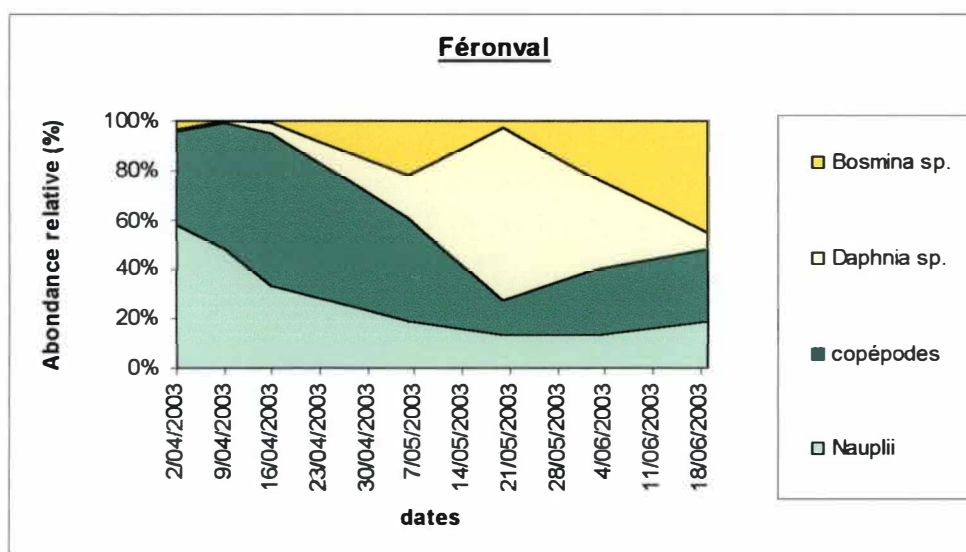


Figure 3.3.1: Evolution de l'abondance relative du zooplancton au lac de Féronval en 2003

Au lac de Falemprise par contre, la dominance des cladocères des espèces *Daphnia pulex* et *D. curvirostris* est quasiment continue, malgré un épisode de développement des stades nauplii de copépodes aux environs du 20 mai (cf. figure 3.3.2). Cela semble correspondre avec les observations de la biomasse du phytoplancton. Cette dernière a effectivement été très faible durant le printemps 2003 à Falemprise. La pression de broutage exercée par *Daphnia pulex* et *D. curvirostris* semble donc avoir sensiblement limité la croissance algale en 2003 dans ce lac.

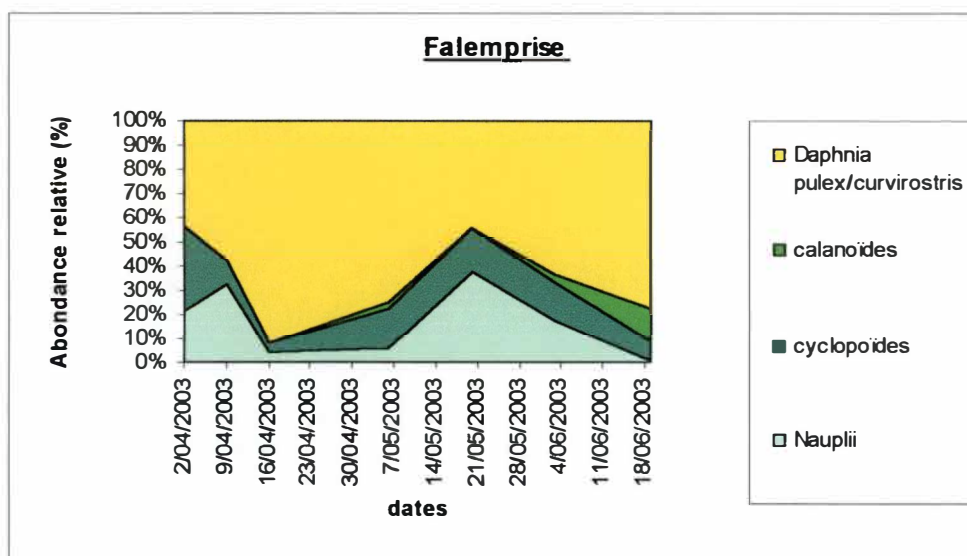


Figure 3.3.2: Evolution de l'abondance relative du zooplancton au lac de Falemprie en 2003

Au lac du Ri-Jaune, les copépodes dominent pendant le mois d'avril. Ensuite, l'abondance relative des cladocères augmente et devient supérieure à celle des copépodes jusqu'au mois de juin. Cependant, l'abondance relative du genre *Daphnia* sp. est inférieure à celle du genre *Bosmina* sp. et ces derniers sont de taille inférieure (cf. figure 3.3.3). L'impact de leur broutage est donc sans doute moins important sur les assemblages algaux.

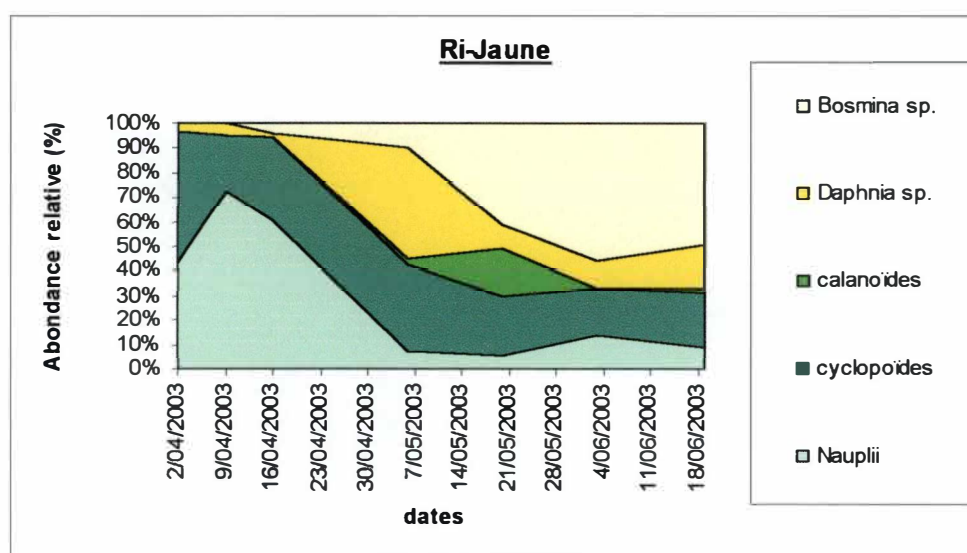


Figure 3.3.3: Evolution de l'abondance relative du zooplancton au lac du Ri-Jaune en 2003

Isabelle Thys (2003) a montré que les populations de copépodes étaient fort sensibles à l'abondance des cryptophycées. On observe en effet une abondance relative de copépodes plus importante entre le 9 et le 23 avril 2003 à Féronval. Cela correspond bien à la période où l'abondance relative des cryptophycées est la plus importante.

A Falemprise, on observe aussi une augmentation de la proportion de copépodes entre les 15 et 28 mai, période pour laquelle l'abondance relative des cryptophycées a augmenté (tandis que la transparence diminuait).

Sommer (2001) a pour sa part montré lors de ses travaux sur le lac Schöhsee en Allemagne, que les copépodes supprimaient les taxa de grande taille, alors que les cladocères supprimaient les taxa de petite taille. Cette étude s'est réalisée dans des mésocosmes. Il existe donc bien un lien entre les populations de phytoplancton (et donc les assemblages) et les organismes brouteurs

4. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Au cours de ce travail, nous avons utilisé les résultats du suivi de la qualité de l'eau mené pendant l'année 2002 sur les trois lacs de débarrages de Féronval, Falemprie et du Ri-Jaune. De plus, nous les avons complété par un suivi du même type pour l'année 2003, jusqu'en juillet. Des analyses des paramètres limnologiques (conductivité, pH, température, etc.), des nutriments et de la transparence ont été effectués. De plus, les communautés phytoplanctoniques ont été étudiées au niveau de leur biomasse et de leur composition grâce à l'utilisation du logiciel CHEMTAX. Celui-ci nous a permis de calculer les biomasses des classes d'algues en équivalents chlorophylle *a* (voir 2.4). Cette approche a été complétée par des examens microscopiques semi-quantitatifs, en vue de déterminer les abondances relatives des genres (parfois des espèces) présents au sein de ces classes d'algues.

L'objectif de ce mémoire était de mettre en évidence les modifications des peuplements phytoplanctoniques, en rapport avec l'ensemble des facteurs environnementaux dans les trois lacs de débarrages de l'eau d'Heure. Cela devait nous permettre de tester la classification fonctionnelle de Reynolds et donc de voir si la présence d'un assemblage d'algues était cohérent vis-à-vis des conditions environnementales, dans le but de pouvoir effectuer la démarche inverse. Celle-ci consisterait à partir de données sur les caractéristiques du milieu collectées *in situ*, pour prédire l'assemblage algal correspondant. Un tel modèle prédictif permettrait notamment d'évaluer les mesures à prendre pour éviter les blooms algaux nuisibles. Un système de prédiction simplifié est déjà proposé par Reynolds *et al.* (2002). De plus, nous avons voulu compléter cette étude de l'environnement des algues planctoniques en y ajoutant une approche du zooplancton herbivore, dont le broutage peut constituer un déterminant important de la composition algale.

La Directive Cadre Européenne pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau impose de faire un suivi des communautés phytoplanctoniques dans les lacs, rivières et masses d'eaux artificielles et fortement modifiées (telles que les lacs de l'Eau d'Heure). Cependant, aucun outil biologique simple à utiliser n'existe dans ce cadre. Le système de classification fonctionnelle de Reynolds, éventuellement adapté, pourrait donc remplir ce rôle.

Lors de l'été 2002, le lac de Falemprie a été dominé par la cyanobactérie de l'espèce *Aphanizomenon flos-aquae*. Cette algue est potentiellement dangereuse pour la santé humaine, car elle a la capacité de produire des toxines. Ces dernières peuvent être de deux types : les hépatotoxines (qui s'attaquent au foie) et les neurotoxines (qui s'attaquent au système nerveux). De plus, les dermatotoxines, moins dangereuses provoquent des allergies au niveau de la peau, suite au contact avec des composants de la paroi cellulaire des cyanobactéries. Or, le lac de Falemprie est un lac où la baignade est autorisée. Suivant la directive européenne concernant la qualité des eaux de baignade (1975), les gestionnaires se basent sur les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des lacs pour déterminer si la baignade peut y être autorisée.

A l'inverse, aucune cyanobactérie n'a été observée au printemps 2003. La biomasse moyenne printanière a elle-même chuté de moitié en 2003 (14,8 µg/l Chl *a*) par rapport à 2002 (31,6 µg/l Chl *a*). Cette différence de biomasse est sans doute liée au fait que ce lac a été vidangé au printemps de l'année 2002, ce qui a sans doute eu pour conséquence une augmentation de la disponibilité du phosphore accumulé dans les sédiments. De plus, l'année 2003 a été caractérisée par des conditions climatiques particulières. En effet, le printemps a

connu de nombreuses journées ensoleillées. Celles-ci peuvent avoir permis au phytoplancton et au zooplancton de croître plus tôt. Le zooplancton s'est sans doute développé jusqu'à réduire la biomasse phytoplanctonique, ce qui a accru la transparence de l'eau et favorisé le développement des macrophytes (ce sont surtout les cladocères du genre *Daphnia* sp. qui dominent dans ce lac). Ces dernières ont alors consommé le phosphore dissous pour leur propre croissance, le rendant ainsi moins disponible pour la croissance phytoplanctonique.

Dans une publication récente, Reynolds *et al.* (2002) ont établi un tableau caractérisant les réponses du phytoplancton aux propriétés de l'habitat (tableau 4.1). On peut y voir les facteurs à prendre en considération, quand on cherche à déterminer quels groupes fonctionnels vont dominer au sein d'un milieu considéré.

En ce qui concerne la formation de « bloom » de l'assemblage **H1** (*Aphanizomenon* sp.), on constate qu'une zone de mélange inférieure à 3 mètres est tolérée. Cela semble logique, puisque les cyanobactéries sont en général favorisées si la stratification est présente et stable. Cet assemblage est également caractéristique d'une concentration en silice inférieure à 0,28 mg/l, ce qui élimine les éventuelles diatomées compétitrices. Une concentration en azote dissous inférieure à 0,014 mg/l ne semble pas les affecter négativement (elles sont en effet avantagées sur d'autres assemblages par leur capacité à fixer l'azote moléculaire N₂ lorsque les autres formes d'azotes se raréfient). Elles sont de plus tolérantes envers une concentration en dioxyde de carbone inférieure à 0,44 mg/l, ce qui est sans doute lié partiellement à leur possible symbiose avec des bactéries hétérotrophes (Paerl 1988). Enfin, elles semblent supporter un taux de filtration de l'eau par le zooplancton supérieur à 0,4 j⁻¹. Etant elles-mêmes peu broutables, ce taux de filtration les favorisent sans doute en éliminant d'autres assemblages qui pourraient les concurrencer.

Par contre, une température inférieure à 8° C ne leur apporte pas de bénéfice positif, ce qui est sûrement lié au fait que la stratification ne saurait pas réellement apparaître dans ces conditions.

Comme nous l'avons vu, la croissance de ces algues est très dépendante du phosphore dissous (SRP). Ce nutriment est en effet généralement le facteur limitant de la croissance du phytoplancton. L'algue *Aphanizomenon flos-aquae* est typiquement une algue de milieux eutrophes, sensible aux faibles concentrations en phosphore (surtout en début de bloom). Elle ne tolère donc pas une concentration en SRP inférieure à 3,1 µg/l.

Enfin, un éclaircissement moyen journalier inférieure à 1,5 moles de photons par mètre carré ne leur profite pas non plus.

code	h_m < 3 m	t° < 8° C	[P] < 3,1 $\mu\text{g/l}$	[N] < 0,014 mg/l	[Si] < 0,28 mg/l	[CO ₂] < 0,44 mg/l	f > 0,4	I* < 1,5 mol phot./m ² *jr
A	-	+	+	+	+	-	-	?
B	-	+	+	-	-	-	-	+
C	-	+	-	-	-	?	-	+
D	+	+	-	-	-	+	-	+
N	-	-	+	-	+-	-	+	-
P	-	-	-	-	+-	+	+	-
T	-	-	+-	-	+	?	+	?
S1	+	+	-	-	+	+	+	+
S2	+	-	-	-	+	+	+	+
S _N	+	-	-	+	+	+	-	+
Z	+	+	+	+	+	?	-	-
X3	+	+	+	-	+	-	-	-
X2	+	+	?	-	+	?	-	-
X1	+	+	-	-	+	+	-	-
Y	+	+	-	-	+	?	-	+
E	+	+	+	-	+	-	-	+
F	+	+	+	-	+	-	-	-
G	+	+	-	-	+	+	+	-
J	+	+	-	-	+	?	-	?
K	+	-	-	-	+	+	?	?
H1,I12	+	-	-	+	+	+	+	-
U	+	?	+	-	+	-	+	-
L ₀	+	-	+	-	+	-	+	-
L _M	+	-	-	-	+	+	+	-
M	+	-	-	-	+	+	+	-
R	+	-	-	-	+	?	+	+
V	+	-	-	-	+	-	-	+
W1	+	+	-	-	+	?	-	+
W2	+	+	-	-	+	?	?	+
Q	+	+	?	?	+	?	?	+

Tableau 4.1 : Réponse des groupes fonctionnels aux propriétés de l'habitat.

Les symboles + indiquent les tolérances, les - indiquent pas de bénéfice positif, les +- indiquent que certaines espèces au sein de l'assemblages sont tolérantes. h_m représente la profondeur de la zone de mélange (en mètres), [P] est la concentration en SRP ($\mu\text{g/l}$), [N], [Si], [CO₂] sont respectivement les concentrations en azote, silice et dioxyde de carbone (mg/l). Enfin I* représente l'irradiance moyenne journalière (mol photons.m⁻².j⁻¹)

C'est sans doute surtout au niveau des concentrations en phosphore que les autorités peuvent agir avec le plus de facilité sur les assemblages algaux susceptibles de se développer dans ces lacs eutrophes. L'épuration mieux adaptée des ruisseaux du Soumoy et de l'Eau d'Heure en amont du lac, ainsi que le fait d'éviter la vidange du lac (au printemps et en été surtout) permettraient probablement d'éviter que de tels blooms ne se reproduisent à l'avenir.

Le système de classification fonctionnelle de C. S. Reynolds (2002) s'est avéré relativement applicable aux trois lacs de prébarrages, les assemblages observés correspondant assez souvent aux caractéristiques environnementales. Il permet donc de prédire avec une bonne précision les assemblages à partir de données limnologiques, simples à obtenir (profondeur de la zone de mélange, concentrations en nutriments dissous, transparence de l'eau, etc.). Si les assemblages diffèrent souvent entre les lacs de Falemprie et Féronval (dont le statut trophique est pourtant proche), leurs caractéristiques vis-à-vis des facteurs environnementaux tels que le degré d'eutrophisation sont pourtant assez similaires. La différence de biodiversité observée entre Féronval et Falemprie peut être expliquée par des facteurs tels que le temps de rétention des masses d'eaux et la profondeur qui diffèrent dans

les deux lacs, des épisodes de mélange total en période stratifiée (à Falemprise), ou encore de l'intensité de l'activité bactérienne (surtout importante à Féronval). De même, des différences de composition entre les deux années d'études existent au sein de chaque lac. Toutefois, si les assemblages diffèrent, ils sont cependant proches vis-à-vis de leur niche écologique.

Une critique que l'on peut formuler sur le système de classification fonctionnelle de Reynolds, est qu'il ne prend pas vraiment en compte l'impact du broutage du phytoplancton par le zooplancton. Les impacts que les cladocères et les copépodes peuvent provoquer sur les communautés algales sont pourtant bien distincts. En effet, s'il admet que certains assemblages tolèrent un certain taux de « grazing », là où d'autres n'en tirent pas de bénéfices, il ne reconnaît pas l'effet négatif que ce « grazing » peut avoir sur certains assemblages. Malheureusement, nous ne disposons d'aucune donnée concernant ces organismes pour l'année 2002 et les données de 2003 ne sont que des abondances relatives. Cela nous a donc limité quant aux interprétations que l'on pouvait faire au niveau de l'impact du zooplancton sur le phytoplancton. Il serait donc peut-être utile à l'avenir de réaliser une étude quantitative de cet impact.

Une autre critique de ce système est qu'il tient compte des impacts des conditions physico-chimiques de l'eau sur les assemblages présents. Cependant, il existe des circonstances où un assemblage pourrait se développer dans des conditions physico-chimiques données, mais en est incapable parce qu'un autre élément ne le permet pas. Par exemple, le temps de séjour des masses d'eaux peut être insuffisant, le taux de croissance de l'espèce peut être trop lent, etc.

Cependant, en ce qui concerne l'interprétation des données phytoplanctoniques, il nous semble qu'un examen classique pourrait suffire, du moins dans notre étude consacrée à trois lacs de statut trophique proche. En effet, d'un point de vue pratique, il n'est peut-être pas nécessaire de se focaliser sur le système de classification fonctionnelle de *Reynolds* pour interpréter ces données. La corrélation entre les analyses des paramètres limnologiques (température, pH, nutriments dissous, etc.) et des communautés phytoplanctoniques (au niveau de la biomasse et de la composition), pourrait se faire aussi facilement en se référant à la littérature spécialisée dans l'écologie des taxa phytoplanctoniques. Il serait donc possible de prédire les taxa susceptibles de se développer à une période donnée de l'année, en fonction des facteurs environnementaux, sur base de cette littérature. Elle permettrait sans doute de prendre également en compte l'impact du zooplancton herbivore.

Nous sommes cependant conscient que notre expérience dans le domaine de l'écologie du phytoplancton est encore assez réduite et nous ne remettons certainement pas en cause l'intérêt de l'approche de Reynolds *et al.* (2002). Cette dernière a surtout le mérite de mettre en évidence que les réponses des algues à l'environnement transgressent les frontières taxonomiques. Cette classification en groupes fonctionnels est donc susceptible de constituer un des outils que l'algologue peut utiliser pour l'interprétation de ses données, mais elle ne peut remplacer une expertise établie par une longue pratique de l'écologie des algues d'eau douce.

Classification des groupes fonctionnels selon C. S. Reynolds (2002)

Code	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	<i>Urosalpinx</i> <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira armigera</i> <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia sp.</i> <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabellaria</i> <i>Cosmarium</i> <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Closterium aciculare</i> <i>Staurosira pingue</i>	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	<i>Geminalia</i> <i>Mougeotia</i> <i>Trigonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	<i>Planktoniella agardhii</i> <i>Limnolobus redekei</i> <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> <i>Arthrospira</i> <i>Raphidiopsis</i>	light deficient conditions	flushing
S _N	warm mixed layers	<i>Cylindrocapsa</i> <i>Anabaena minutissima</i>	light, nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	<i>Synechococcus</i> prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	<i>Kolbea</i> <i>Chrysococcus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Plagioselmis</i> <i>Chrysochromulina</i>	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankistrodesmus</i> <i>Monoraphidium</i>	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	phagotrophs
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	<i>Dinobryon</i> <i>Mallomonas</i> (<i>Synura</i>)	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Borriococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenochloris</i> <i>Cocystis lacustris</i>	low nutrients high turbidity	?CO ₂ deficiency

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanotheca</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermanni</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light
U	summer epilimnia	<i>Uroglena</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L ₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Pendinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Mesismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L ₁	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C.	mixing, poor stratification light
M	gently mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerococcus</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

Table des matières

Résumé

Remerciements

1. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	1
1.1. Contexte.....	1
1.2. Introduction	1
1.3. Contraintes environnementales sur la croissance du phytoplancton.....	1
1.4. Les successions écologiques.....	4
1.5. Les stratégies primaires du phytoplancton	6
1.6. Les stratégies de survies du phytoplancton	7
1.6.1. Les Chrysophycées (ex. <i>Mallomonas</i> sp., <i>Dinobryon</i> sp.)	7
1.6.2. Les Cryptophycées(ex. <i>Cryptomonas</i> sp., <i>Chroomonas</i> sp.).....	8
1.6.3. Les Dinophycées (ex. <i>Peridinium</i> sp., <i>Gymnodinium</i> sp.).....	8
1.6.4. Les diatomées (<i>Fragilaria</i> sp., <i>Cyclotella</i> sp., <i>Aulacoseira</i> sp.).....	9
1.6.5. Les Chlorophytes.....	10
1.6.6. Les cyanobactéries (<i>Aphanizomenon</i> sp., <i>Anabaena</i> sp., <i>Microcystis</i> sp.).....	12
1.7. La classification fonctionnelle de C. S. Reynolds	14
1.8. Objectifs du travail.....	15
1.9. Contexte de l'étude et présentation des milieux étudiés	16
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES	19
2.1. Prélèvements et mesures sur le terrain	19
2.2. Mesures limnologiques	20
2.2.1. Température, pH, oxygène dissous, conductivité	20
2.2.2. Transparence de l'eau.....	20
2.3. Utilisation de la technique HPLC pour quantifier les pigments algaux.....	21
2.4. Quantification de la biomasse des différentes classes phytoplanctoniques	21
2.5. Dosages des nutriments dissous.....	22
2.5.1. Dosage de l'ammonium	22
2.5.2. Dosage des nitrites.....	22
2.5.3. Dosage des nitrates	23
2.5.4. Dosage de la silice	23
2.5.5. Dosage des orthophosphates	23
2.6. Comptages	23
2.6.1. Comptages du phytoplancton.....	23
2.6.2. Comptages du zooplancton	24
3. RESULTATS ET DISCUSSIONS	25
3.1. Mesures limnologiques	25
3.1.1. Température, pH, Oxygène dissous et conductivité.....	25
3.1.2. Transparence de l'eau.....	28
3.1.3. Mesure des nutriments dissous.....	31
3.1.4. Mesure du phosphore total.....	33
3.2. Biomasse et composition phytoplanctoniques.....	34
3.2.1. Biomasse	34
3.2.2. Composition phytoplanctonique	37
3.3. Composition zooplanctonique	42
4. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	45

Classification des groupes fonctionnels selon C. S. Reynolds (2002)

Table des matières

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Baker P. D. Role of akinetes in the development of cyanobacterial populations in the lower Murray River, Australia. *Mar. freshwater Res.* **50**, 265-279 (1999).
- Conseil Européen. Directive 76/160/CEE du conseil du 8 décembre 1975 concernant la qualité des eaux de baignades. *Journal officiel des Communautés européennes* **L31/1**, 7 pp. (1975).
- Conseil Européen. Directive 91/271/CEE du conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires. *Journal officiel des Communautés européennes* **L135/1**, 10 pp. (1991).
- Descy J. P., Higgins H. W., Mackey D. J., Hurley J.P. & Frost T. M. Pigments ratios and phytoplankton assessment in northern Wisconsin lakes. *J. Phycol.* **36**, 274-286 (2000).
- Huszar V. L. & Caraco N. F. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological- functional descriptors in six temperate lakes. *Freshwater Biology* **40**, 679-696 (1998).
- Kirk J. T. O. Photosynthesis in the aquatic environment. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge. **Chap 11**, 254-290 (1983).
- Kirk J. T. O. Ecological strategies. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge. **Chap 12**, 291-357 (1983).
- Mackey M. D., Mackey D. J., Higgins H. W. & Wright S. W. CHEMTAX- a program for estimating class abundances from chemical markers: application to HPLC measurements of phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series* **144**, 265-283 (1996).
- Parlement Européen et du conseil. Directive 2000/60/CE du parlement Européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal officiel des Communautés européennes* **327**, 72 pp. (2000).
- Paterson M. J., Findlay D. L., Salki A. G., Hendzel L. L. & Hesslein R. H. The effects of *Daphnia* on nutrient stoichiometry and filamentous cyanobacteria: a mesocosm experiment in an eutrophic lake. *Freshwater Biology* **47**, 1217-1233 (2002).
- Reynolds C. S. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge 384 pp. (1984)
- Reynolds C. S. Dynamics, selection and composition of phytoplankton in relation to vertical structure in lakes. *Arch. Hydrobiol. Beih.* **35**, 13-31 (1992).
- Reynolds C. S. The pelagic vegetation. *Vegetation processes in the pelagic: A model for ecosystem theory*. Excellence in Ecology 9. Ed: O. Kinne. **Chap. 1**, 1-19 (1997)

Reynolds C. S. The pelagic environment. *Vegetation processes in the pelagic: A model for ecosystem theory*. Excellence in Ecology 9. Ed: O. Kinne. **Chap. 2**, 21-71 (1997)

Reynolds C. S. Depletion of pelagic plant populations. *Vegetation processes in the pelagic: A model for ecosystem theory*. Excellence in Ecology 9. Ed: O. Kinne. **Chap. 6**, 173-203 (1997)

Reynolds C. S. Assembly of pelagic plant communities. *Vegetation processes in the pelagic: A model for ecosystem theory*. Excellence in Ecology 9. Ed: O. Kinne. **Chap. 7**, 205-258 (1997)

Reynolds C. S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status. *Hydrobiologia* **369/370**, 11-26 (1998).

Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. and Melo S.: Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research* **24**, 417-428 (2002).

Sandgren C. D.: The ecology of chrysophytes flagellates: their growth and and perannation strategies as freshwater phytoplankton. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Ed: C. D.Sandgren. **Chap. 2**, 9-104 (1988).

Sandgren C. D.: Ecology of cryptomonadida: a first review. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Ed: C. D.Sandgren. **Chap. 3**, 105-133 (1988).

Pollinger V.: Freshwater armoured dinoflagellates: growth, reproduction strategies and population dynamics. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Ed: C. D.Sandgren. **Chap. 4**, 134-174 (1988).

Happey-Wood C. M.: Ecology of freshwater planktonic algae. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Ed: C. D.Sandgren. **Chap. 5**, 175-226 (1988).

Sommer U.: Growth and survival strategies of planktonic diatoms. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Ed: C. D.Sandgren. **Chap. 6**, 227-260 (1988).

Paerl H. W.: Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Ed: C. D.Sandgren. **Chap. 7**, 261-315 (1988).

Reynolds C. S.: Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Ed: C. D.Sandgren. **Chap. 10**, 388-433 (1988).

Sas H. The relation between inlake-P concentration and algal biomass indicators. *Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, Experiences, Extrapolations*. Academia Verl Richardz. **Chap IV**, 102-145 (1989)

Sommer U. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol* **106**, 433-471 (1986).

Sommer U. Toward a Darwinian Ecology of Plankton. *Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities*. Ed. Sommer U., **Chap. 1**, 1-8 (1989)

Reynolds C. S. Physical Determinants of Phytoplankton Succession. *Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities*. Ed. Sommer U., **Chap. 2**, 9-56 (1989)

Sommer U. The Role of Competition for Ressources in Phytoplankton Succession. *Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities*. Ed. Sommer U., **Chap. 3**, 57-106 (1989)

Sommer U. Complementary impact of copepods and cladocerans on phytoplankton. *Ecology Letters* **4**, 545-550 (2001).

Symoens J. J., Kusel-Feltzmann E. & Descy J. P. Algal communities of continental waters. *Vegetation of inland waters* Ed: Symoens J. J., 183-221 (1988).

Takano K. & Hino S. Effect of temperature and soluble reactive phosphorus on abundance of *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanophyceae). *Phycological Research* **48**: 9-13 (2000).

Talling J. F. Phytoplankton-zooplankton seasonal timing and the "clear-water phase" in some English lakes. *Freshwater Biology* **48**, 39-52 (2003).

Thys I. Influence des fluctuations saisonnières des ressources sur la nutrition et la reproduction du cladocère *Daphnia galeata* et du copépode calanoïde *Eudiaptomus gracilis* : importance de la sélectivité alimentaire. Thèse de doctorat. Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix (Namur). 301 pp (2003).

Wetzel R. G. *Limnology*. Ed. Saunders, 767 pp. (1983).